T.C.
AKSARAY ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

MİKROALGAL BATIK MEMBRAN FOTOBİYOREAKTÖR İLE BİYOKÜTLE ÜRETİMİ VE NÜTRİYENT GİDERİMİ

DOKTORA TEZİ

Alper SOLMAZ

DANIŞMAN
Prof. Dr. Mustafa IŞIK

AKSARAY, 2018

Aksaray Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü'nün 122311603 numaralı Doktora öğrencisi, "Alper SOLMAZ" tarafından hazırlanan "MİKROALGAL BATIK MEMBRAN FOTOBİYOREAKTÖR İLE BİYOKÜTLE ÜRETİMİ VE NÜTRİYENT GİDERİMİ" adlı tez çalışması aşağıdaki jüri tarafından OY BİRLİĞİ ile Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında DOKTORA TEZİ olarak kabul edilmiştir.

Danışman: Prof. Dr. Mustafa IŞIK

Aksaray Üniversitesi

Bu tezin, kapsam ve kalite olarak Doktora Tezi olduğunu onaylıyorum.

Üye: Prof. Dr. İbrahim ÖRÜN

Aksaray Üniversitesi

Bu tezin, kapsam ve kalite olarak Doktora Tezi olduğunu onaylıyorum.

Üye: Dr. Ögr. Üyesi Hasan KOÇYİĞİT

Aksaray Üniversitesi

Bu tezin, kapsam ve kalite olarak Doktora Tezi olduğunu onaylıyorum.

Üye: Prof. Dr. Şükrü DURSUN

Konya Teknik Üniversitesi

Bu tezin, kapsam ve kalite olarak Doktora Tezi olduğunu onaylıyorum.

Üye: Doç. Dr. Oktay ÖZKAN

Erciyes Üniversitesi

Bu tezin, kapsam ve kalite olarak Doktora Tezi olduğunu onaylıyorum.

Tez Savunma Tarihi: 29./11../..2018

Jüri tarafından kabul edilen bu tezin Doktora Tezi olması için gerekli şartları yerine getirdiğini onaylıyorum.

.....

Doç. Dr. Mehmet Ali HINIS

Fen Bilimleri Enstitüsü Müdürü

DOĞRULUK BEYANI

Doktora tezi olarak sunduğum bu çalışmayı, akademik kurallara ve bilimsel etik, ahlak ve geleneklere aykırı düşecek bir yol ve yardıma başvurmaksızın yazdığımı, yararlandığım eserlerin kaynakçada gösterilenlerden oluştuğunu, çalışmamda kullandığım verilerin orijinalliğini ve her türlü intihalden uzak olduğunu beyan ederim.

Enstitü tarafından belli bir zamana bağlı olmaksızın, tezimle ilgili yaptığım bu beyana aykırı bir durumun saptanması durumunda, ortaya çıkacak tüm ahlaki ve hukuki sonuçlara katlanacağımı bildiririm.

Alper SOLMAZ

TEŞEKKÜR

Doktora öğrenimim boyunca sonsuz desteklerini esirgemeyen saygı değer danışman hocam sayın Prof. Dr. Mustafa IŞIK'a, çalışma süresi boyunca beni yönlendiren tez izleme komite hocalarım sayın Prof. Dr. İbrahim ÖRÜN ve sayın Dr. Ögr. Üyesi Hasan KOÇYİĞİT'e, mikroalg kültürlerinin tespitinde yardımlarını esirgemeyen sayın Prof. Dr. Murat KAYA'ya, Aksaray Üniversitesi Çevre Mühendisliği bölümü çalışanlarına, Kayseri Organize Sanayi Bölge Müdürlüğü'ne, Atıksu Arıtma Tesisindeki mesai arkadaşlarıma ve çalışmam boyunca bana sabır ve fedakârlık gösteren eşime ve aileme teşekkür ederim.

Tezimin gerçekleşmesinde 2015-043 numaralı proje ile maddi destek sağlayan Aksaray Üniversitesi BAP Koordinasyon Birimi'ne teşekkür ederim.

Alper SOLMAZ

AKSARAY, 2018

İÇİNDEKİLER

Sayfa

TEŞEKKÜR i
İÇİNDEKİLER ii
ÖZET iii
ABSTRACT iv
ŞEKİLLER DİZİNİ v
ÇİZELGELER DİZİNİ vi
SİMGELER ve KISALTMALAR vii
1. GİRİŞ 1
1.1. Amaç ve Kapsam 1
2. LİTERATÜR ÖZETİ 4
2.1. Mikroalgler ve Kültivasyon Yöntemleri 4
2.2. Mikroalglerden Yağ ve Protein Eldesi 11
2.3. Mikroalg Yetiştiriciliğine Enerji Maliyetleri 15
2.4. Mikroalglerin Atıksu Arıtımında Kullanımı 16
2.5. Membranlar ve Mikroalgler ile Kullanımı 22
2.5.1. Membranlar hakkında genel bilgi 22
2.5.2. Mikroalgler ile atıksu arıtımı 25
3. MATERYAL ve METOT 31
3.1. Reaktör Sistemi 31
3.2. Kullanılan Membran Özellikleri 34
3.3. Reaktörün Aşılanması ve Beslenmesi 34
3.4. Çalışılan Çamur Yaşları ve Hidrolik Bekleme Süreleri 35
3.5. Reaktörün İşletimi 37
3.6. Analitik Metotlar 38
4. BULGULAR ve TARTIŞMA 41
4.1. Sentetik Atıksu ile Optimum ÇY ve HBS'nin Bulunması 41
4.1.1. Sentetik atıksu ile optimum ÇY'nin bulunması 41
4.1.1.1. ÇY 2 gün denemesi 41
4.1.1.2. ÇY 3 gün denemesi 42
4.1.1.3. ÇY 6 gün denemesi 44
4.1.1.4. ÇY 12 gün denemesi 45
4.1.1.5. ÇY 24 gün denemesi 47
4.1.2. Sentetik atıksu ile optimum HBS'nin bulunması 51
4.1.2.1. HBS 48 saat denemesi 51
4.1.2.2. HBS 60 saat denemesi 52
4.1.2.3. HBS 72 saat denemesi 54
4.2. Gerçek Atıksu ile İlgili Çalışmalar 73
4.2.1. Kayseri OSB AAT çıkış suları ile reaktörün beslenmesi 73
4.2.1.1. ÇY 3 gün denemesi 73
4.2.1.2. ÇY 6 gün denemesi 74
4.2.1.3. ÇY 24 gün denemesi 76
4.2.1.4. ÇY 48 gün denemesi 77
4.2.2. Kaski AAT çıkış suları ile reaktörün beslenmesi 79
5. SONUÇ ve ÖNERİLER 85
KAYNAKLAR 90
ÖZGEÇMİŞ 104

DOKTORA TEZİ

MİKROALGAL BATIK MEMBRAN FOTOBİYOREAKTÖR İLE BİYOKÜTLE ÜRETİMİ VE NÜTRİYENT GİDERİMİ

Alper SOLMAZ

Aksaray Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Mustafa IŞIK

ÖZET

Bu çalışmada mikroalgal batık fotobiyoreaktörde (mbMfBR) karışık mikroalg kültürü ve 0,45 µm hollow fiber (HF) membran ile atıksudan nütriyent giderimi ve biyokütle üretimi incelenmiştir. Sentetik atıksuda 24 saat hidrolik bekletme süresi (HBS) sabit tutularak 3, 6, 12 ve 24 günlük çamur yaşlarında (ÇY) çalışılıp optimum ÇY belirlenmiş ve ayrıca bu ÇY'de 48, 60 ve 72 saatlik HBS'ler çalışılarak optimum HBS belirlenmiştir. Belirlenen optimum şartlarda gerçek atıksu ile çalışılmalar yapılmıştır. Tüm çalışmalarda hacimsel mikroalg üretim verimleri ve nütriyent giderim hızları belirlenmiştir. Ayrıca üretilen biyokütlenin yağ ve protein içeriği saptanmış ve her bir çalışmanın belirli zamanlarındaki baskın kültürlerin tayinleri yapılmıştır. Buna göre sentetik atıksuda optimum değerler ÇY 3 gün ve HBS ise 24 saat olarak tespit edilmiştir. Bu çalışmada kararlı şartlarda askıda katı madde (AKM) ve klorofil-a derişimleri sırasıyla 354 mg/L ve 11,54 mg/L olarak ölçülmüştür ve hacimsel mikroalg üretim hızı ise 0,118 gr/L-gün olarak hesaplanmıştır. Giderim hızları ise toplam azotta (TN) 5,55 mg/L-gün, fosfat fosforunda (PO_4-P) 0,40 mg/L-gün olarak bulunmuştur. Ayrıca kararlı şartlarda %45-50 civarında *Chaetophora* sp., %45-50 civarında *Navicula* sp. gözlemlenmiş ve kuru biyokütledeki yağ oranı %8,90, protein oranı ise %30 olarak ölçülmüştür. Gerçek bir arıtılmış evsel atıksuda ise nütriyent giderim hızları TN ve PO_4-P'de sırasıyla 1,37 mg/L-gün ve 0,40 mg/L-gün olarak bulunmuştur. Hacimsel mikroalg üretim hızı ise 0,037 gr/L-gün olarak bulunmuş ve biyokütlede %14,33 oranında yağ ve %32,2 oranında protein ölçülmüştür. Bu sonuçlara göre, bu çalışmada membranlar sayesinde reaktördeki biyokütlenin kaçışı engellenerek yüksek derişimlere ulaşılabilmiştir. Ayrıca karışık mikroalg kültürü ile elde edilen biyokütle verimlerinin ve nütriyent giderim hızlarının tek tip kültüre nazaran kabul edilebilir nitelikte olduğu ortaya konulmuştur. Diğer taraftan elde edilen kuru biyokütlede yapılan protein ve yağ analizi ile ham besin ya da alternatif biyoyakıt ürünleri için (biyodizel, etanol, biyoelektrik, hidrojen, metan vs.) karışık mikroalg kültürünün potansiyeli gelecekteki araştırmacılar için bilgi kaynağı olacaktır.

Anahtar Kelimeler: Atıksu, Fotobiyoreaktör, Membran, Mikroalg, Nütriyent.

Kasım, 2018; 105 sayfa

PhD. THESIS

BIOMASS PRODUCTION AND NUTRIENT REMOVAL BY USING MICOALGAL SUBMERGED MEMBRANE PHOTOBIOREACTOR

Alper SOLMAZ

Aksaray University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Environmental Engineering

Supervisor: Prof. Dr. Mustafa IŞIK

ABSTRACT

In this study, nutrient removal and biomass productivity from wastewater with mixed microalgae culture and 0.45 μm hollow fiber (HF) membrane were investigated at microalgae submerged membrane photobioreactor (msMpBR). 24 hours of hydraulic retention time (HRT) was kept constant and 3, 6, 12 and 24 days of sludge retention time (SRT) were studied and optimum SRT was determined by synthetic wastewater and also 48, 60 and 72 hours of HRT were studied in this SRT to determine the optimum HRT. The real wastewater has been studied with the optimum conditions. Volumetric microalgae production efficiency and nutrient removal rates were determined in all studies. In addition, the lipid and protein content of the produced biomass was determined and the predominant cultures at set times of each study were determined. According to this, the optimum values in synthetic wastewater were determined as 3 days of SRT and 24 hours of HRT. In this study, mixed liquid suspended solids (MLSS) and Chlorophyll-a concentrations in stable conditions were measured as 354 mg/L and 11.54 mg/L, respectively, and the volumetric microalgae production rate was calculated as 0.118 gr/L-day. Removal rates were found to be 5.55 mg/L-day in total nitrogen (TN) and 0.40 mg/L-day in phosphate phosphorus (PO_4-P). In addition, in stable conditions approximately 45-50% *Chaetophora* sp. and 45-50% *Navicula* sp. were observed and lipid ratio was 8.90% and protein ratio was 30% in dry biomass. In real treated domestic wastewater, nutrient removal rates were found to be 1.37 mg/L-day and 0.40 mg/L-day in TN and PO_4-P, respectively. The volumetric microalgae production rate was found to as 0.037 gr/L-day and %14.33 lipid and 32.20% protein were measured in dry biomass. According to all these results, in this study, high concentrations were achieved by preventing the escape of biomass in the reactor. In addition, obtained biomass yields and nutrient removal rates by mixed microalgae culture were found to be acceptable compared to one type culture. On the other hand, the potential of mixed microalgae culture for dry biomass protein and oil analysis and raw food or alternative biofuel products (biodiesel, ethanol, bioelectric, hydrogen, methane etc.) will be a source of information for future researchers.

Keywords: Wastewater, Photobioreactor, Membrane, Microalgae, Nutrient.

November, 2018; 105 pages

ŞEKİLLER DİZİNİ

Sayfa

Şekil 2.1. Mikroalgal büyümeye etki eden temel parametreler. 5
Şekil 2.2. Açık kanal havuzların şematik gösterimi. 6
Şekil 2.3. Dikey kolon reaktörlerin şematik gösterimi. 8
Şekil 2.4. Flat panel fotobiyoreaktörlerin şematik gösterimi. 8
Şekil 2.5. Tübüler Fotobiyoreaktörlerin şematik gösterimi. 9
Şekil 2.6. Karıştırma tank fotobiyoreaktörlerin şematik gösterimi. 9
Şekil 2.7. Mikroalg proses değer zinciri. 12
Şekil 2.8. Mikroalgal biyokütleden elde edilen biyoyakıtlar. 13
Şekil 2.9. Atıksularda bulunan TN ve TP derişimlerinin şematik gösterimi. 18
Şekil 2.10. Klasik atıksu arıtımı ile mikroalgal arıtım teknolojilerinin karşılaştırılması. 19
Şekil 2.11. Temel membran filtrasyonunun şematik gösterimi. 23
Şekil 2.12. Membranların partikül boyutlarına göre dağılım grafiği. 24
Şekil 2.13. Dâhili ve harici membran uygulamaları. 25
Şekil 2.14. Materyal boyutları ve membran proseslerinin şematik gösterimi. 27
Şekil 3.1. Rektörün çalışırken görünümü. 31
Şekil 3.2. mbMfBR'nin şematik gösterimi. 32
Şekil 3.3. Anlık bir scada görüntüsü. 33
Şekil 4.1. ÇY 2 gün, HBS 24 saatlik çalışmada parametrelerin değişimi. 42
Şekil 4.2. ÇY 3 gün, HBS 24 saatlik çalışmada parametrelerin değişimi. 42
Şekil 4.3. ÇY 6 gün, HBS 24 saatlik çalışmada parametrelerin değişimi. 45
Şekil 4.4. ÇY 12 gün, HBS 24 saatlik çalışmada parametrelerin değişimi. 47
Şekil 4.5. ÇY 24 gün, HBS 24 saatlik çalışmada parametrelerin değişimi. 49
Şekil 4.6. ÇY 3 gün, HBS 48 saatlik çalışmada parametrelerin değişimi. 51
Şekil 4.7. ÇY 3 gün, HBS 60 saatlik çalışmada parametrelerin değişimi. 53
Şekil 4.8. ÇY 3 gün, HBS 72 saatlik çalışmada parametrelerin değişimi. 55
Şekil 4.9. 24 Saatlik HBS'de, farklı ÇY'lerde parametrelerin değişimi. 58
Şekil 4.10. 3 günlük ÇY'de, farklı HBS'lerde parametrelerim değişimi. 59
Şekil 4.11. Deneysel çalışmalarda gözlemlenen mikroalgler. 62
Şekil 4.12. Kayseri OSB AAT çıkış suyu ile ÇY 3 gün, HBS 24 saatlik çalışmada parametrelerin değişimi. 74
Şekil 4.13. Kayseri OSB AAT çıkış suyu ile ÇY 6 gün, HBS 24 saatlik çalışmada parametrelerin değişimi. 75
Şekil 4.14. Kayseri OSB AAT çıkış suyu ile ÇY 24 gün, HBS 24 saatlik çalışmada parametrelerin değişimi. 77
Şekil 4.15. Kayseri OSB AAT çıkış suyu ile ÇY 48 gün, HBS 24 saatlik çalışmada parametrelerin değişimi. 77
Şekil 4.16. KASKİ AAT çıkış suyu ile ÇY 3 gün, HBS 24 saatlik çalışmada parametrelerin değişimi. 81

ÇİZELGELER DİZİNİ

Sayfa

Çizelge 2.1. Mikroalg üretimine etki eden parametreler için genel değerler..... 5
Çizelge 2.2. Açık ve kapalı sistemlerin kıyaslanması..... 10
Çizelge 2.3. Yenilenebilir enerji olarak kullanılan farklı hammaddelerin verimliliği ve biyokimyasal kompozisyonu..... 11
Çizelge 3.1. Bir çalışma modülü için ihtiyaç duyulan membranın hesaplanması. 34
Çizelge 3.2. Sentetik arıtılmış atıksu derişimleri. 35
Çizelge 3.3. Reaktör işletme parametreleri ve işletim şartları. 38
Çizelge 4.1. ÇY 2 gün, HBS 24 saatlik çalışmada elde edilen veriler. 41
Çizelge 4.2. ÇY 3 gün, HBS 24 saatlik çalışmada elde edilen veriler. 43
Çizelge 4.3: ÇY 3 gün, HBS 24 saatlik çalışmada reaktör performansı..... 44
Çizelge 4.4. ÇY 6 gün, HBS 24 saatlik çalışmada elde edilen veriler. 44
Çizelge 4.5. ÇY 6 gün, HBS 24 saatlik çalışmada reaktör performansı. 45
Çizelge 4.6. ÇY 12 gün, HBS 24 saatlik çalışmada elde edilen veriler. 46
Çizelge 4.7. ÇY 12 gün, HBS 24 saatlik çalışmada reaktör performansı. 47
Çizelge 4.8. ÇY 24 gün, HBS 24 saatlik çalışmada elde edilen veriler. 48
Çizelge 4.9. ÇY 24 gün, HBS 24 saatlik çalışmada reaktör performansı. 49
Çizelge 4.10. Sabit HBS'de faklı ÇY'lerdeki sonuçların karşılaştırılması. 50
Çizelge 4.11. ÇY 3 gün, HBS 48 saatlik çalışmada elde edilen veriler. 52
Çizelge 4.12. ÇY 3 gün, HBS 48 saatlik çalışmada reaktör performansı. 52
Çizelge 4.13. ÇY 3 gün, HBS 60 saatlik çalışmada elde edilen veriler. 53
Çizelge 4.14. ÇY 3 gün, HBS 60 saatlik çalışmada reaktör performansı. 53
Çizelge 4.15. ÇY 3 gün, HBS 72 saatlik çalışmada elde edilen veriler. 54
Çizelge 4.16. ÇY 3 gün, HBS 72 saatlik çalışmada reaktör performansı. 54
Çizelge 4.17. Optimizasyon çalışmalarından elde edilen sonuçların özeti. 57
Çizelge 4.18. Optimum sonuçların klasik fotobiyoreaktörler ile kıyaslanması. 64
Çizelge 4.19. Optimum Sonuçların membran fotobiyoreaktörler ile kıyaslanması... 65
Çizelge 4.20. Giderilen TN ve PO_4-P miktarlarının literatür ile kıyaslaması. 67
Çizelge 4.21. Mikroalg hücresinin temel bileşenleri. 69
Çizelge 4.22. N/P oranının literatürle kıyaslanması. 69
Çizelge 4.23. Protein ve yağ oranlarının literatür ile kıyaslanması. 71
Çizelge 4.24. Atıksu arıtma tesislerinin ortalama deşarj değerleri. 73
Çizelge 4.25. Kayseri OSB AAT çıkış suyu ile ÇY 3 gün, HBS 24 saatlik çalışmada elde edilen veriler. 74
Çizelge 4.26. Kayseri OSB AAT çıkış suyu ile ÇY 6 gün, HBS 24 saatlik çalışmada elde edilen veriler. 75
Çizelge 4.27. Kayseri OSB AAT çıkış suyu ile ÇY 24 gün, HBS 24 saatlik çalışmada elde edilen veriler. 76
Çizelge 4.28. Kayseri OSB AAT çıkış suyu ile ÇY 48 gün, HBS 24 saatlik çalışmada elde edilen veriler. 78
Çizelge 4.29. KASKİ AAT çıkış suyu ile ÇY 3 gün, HBS 24 saatlik çalışmada elde edilen veriler. 80
Çizelge 4.30. Gerçek atıksu ile yapılan çalışmalarda elde edilen sonuçlar. 82

SİMGELER ve KISALTMALAR

AKM	Askıda Katı Madde
BNG	Biyolojik Nütriyent Giderimi
ÇO	Çözünmüş Oksijen
ÇY	Çamur Yaşı
HBS	Hidrolik Bekletme Süresi
HF	Hollow Fiber
KOI	Kimyasal Oksijen İhtiyacı
mbMfBR	Mikroalgal Batık Membran Fotobiyoreaktör
N	Azot
nm	Nanometre
PLC	Programlanabilir Mantıksal Denetleyici
PVDF	Polivinilidin Diflorür
sp.	Türlerinden herhangi biri (species)
SM	Standart Metot
UAKM	Uçucu Askıda Katı Madde
A	Membran alanı (m^2)
$A_{665-650}$	665 veya 650 nanometredeki absorbans değeri (nm)
C_G	Giriş Derişimi (mg/L),
$C_Ç$	Çıkış Derişimi (mg/L),
Ç	Çevre
L	Membran boyu (m)
μ	Mikron
Q	Çalışma debisi (L/saat)
Q_M	Membran debisi (L/gün)
Q_W	Atılan çamur debisi (m^3)
Q_S	Membran emme kapasitesi (L/m^2-saat)
r	Yarı çap (m)
V	Hacim (m^3)
θ_C	Çamur Yaşı (gün)
θ_H	Hidrolik bekleme süresi (gün)
X	Derişim (mg/L)
X_E	Çıkış Suyu Derişimi (mg/L)

1. GİRİŞ

1.1. Amaç ve Kapsam

Nüfus artışı ve insani tüketimdeki çeşitlilik sanayileşmeyi hızlandırmış bu da doğal kaynakların kullanımında önemli derecede artışa neden olmuştur. Bu durumda ise çeşitli çevresel problemler olarak (hava kirliliği, katı atıklar, su kirliliği) karşımıza çıkmaktadır. Temel çevre problemlerinden en önemlisi olan kullanılmış sular, sürdürülebilir atık yönetimi olgusu içerisinde arıtılıp deşarj edilmelidir. Bu atıksular klasik arıtım teknolojileri ile belirli bir düzeye kadar arıtılabilmekte fakat çoğu zaman alıcı ortamdaki su kalitesi yakalanamamaktadır. İleri arıtım teknolojileri kullanılarak alıcı ortamın özümleme kapasitesine yaklaşılsa bile maliyet açısından uygulanabilirliği günümüzde hala ciddi araştırma konuları arasında yer almaktadır. Dünya geneline bakıldığında sürdürülebilir su döngüsü çerçevesinde mevcut atıksuların neredeyse yok denecek kadar az kısmı çeşitli amaçlar için (iklimlendirme, temizlik, endüstriyel proses suyu vs.) yeniden kullanılabilmekte kalan kısmı ise yasal otoritenin öngördüğü düzeyde arıtılarak alıcı ortama bırakılmaktadır. Her ne kadar arıtılmış olsa bile yasal mevzuatlar bir miktar nütriyentin alıcı ortama bırakılmasına müsaade etmektedir. Bu durum pek çok çevre felaketlerinin başını çekmekle birlikte temel bir problem olan ötrofikasyon sorununu doğurmaktadır.

Ötrofikasyon ve diğer çevre sorunlarını ortadan kaldırmak için atıksuların ileri derecede arıtılması ve/veya çeşitli amaçlarla yeniden kullanılması gerekmektedir. Belirli kademede yapılan klasik arıtım ya da geri kazanım yöntemlerinin hemen hepsinde bertaraf edilmeye muhtaç atık (kimyasal çöktürme, çamur susuzlaştırma ya da ozmoz çıkışı atığı gibi) oluşmaktadır. Günümüz şartları dikkate alındığında yeni ve yenilenebilir arıtım yöntemlerini kullanmak gelecek nesillere bırakılabilecek en iyi miraslardan biridir. Bu olgu çerçevesinde hem arıtım yapıp hem de sıfır atık çıkaracak yöntemler günümüzde önem kazanmaktadır. Bu yöntemlerden en dikkat çekenlerden biri de mikroalglerin kullanıldığı arıtım ve geri kazanım yöntemleridir.

Arıtım ve geri kazanım yöntemlerinde kirletici kaynağı olarak görülen arıtılmış ya da ham atıksular bünyesinde barındırdıkları nütriyentlerden dolayı aslında mikroalglerin temel besin kaynağını oluşturmaktadır. Ayrıca mikroalgler CO_2 kullanımından ötürü küresel ısınma ile mücadelede aktif rol oynamaktadır. Diğer taraftan oluşan son ürün yani mikroalgal biyokütle faydalı kullanım alanı bulunan bir temel hammadde

sınıfındadır. Temel gıda maddesi, hayvan yemi, kimya sanayi ve enzimatik sistem kaynağı olarak faydalı kullanım alanı bulunan mikroalgal biyokütlenin bunlardan başka en dikkat çekici özelliği ise çeşitli dönüşüm yöntemleri ile elde edilen ve fosil yakıtlara alternatif olan biyoyakıt kaynağı olmasıdır. Bu sayede hem atıksulardaki nütriyentlerin giderimi yapılmış olmakta hem de ortaya bir hammadde çıkmaktadır.

Mikroalgler ile yapılan arıtım çalışmalarında literatürde yoğunlukla klasik yöntemlerin kullanıldığı bildirilmiştir. Açık havuzlarda gerçekleştirilen çalışmaların yanı sıra arıtma verimini ve biyokütle kalitesini artırmak için kapalı sistemlerin (fotobiyoreaktörler) kullanıldığı çalışmalar da mevcuttur. Bu çalışmaların pek çoğunda tek tip mikroalg kültürü kullanılmış ve her kültürün kendine özgü verimi ve elde edilen biyokütledeki yağ, protein, pigment ya da biyoyakıt gibi özellikleri bildirilmiştir. Mikroalg üretim ve arıtım çalışmalarında en yaygın kullanılan sistemlerden olan fotobiyoreaktörlerde biyokütle derişimini artırmak, hasat işlemini kolaylaştırmak ve çıkış suyu kalitesini daha da iyileştirmek için çeşitli yenileme çalışmaları yapılmaya başlanmıştır. Bu çalışmalarından en dikkat çekeni membranların kullanıldığı sistemlerdir. Membranlar sayesinde reaktör içerisinden biyokütle kaçışı engellenerek biyokütlenin derişimi artmakta ve de en önemlisi çıkış suyu kalitesi yükselmektedir. Fakat membranların kullanıldığı çalışmalar oldukça az sayıdadır ve ÇY ve HBS gibi temel parametrelerde optimizasyon çalışmaları oldukça kısıtlıdır. Bunun yanında bu çalışmalarda tek tip mikroalg kültürleri kullanılmıştır.

Bu tez çalışmasında mikroalglerdeki çökelmeme sorunundan kaynaklı çıkış suyu kalitesindeki verimsizliği ortadan kaldırmaya çalışmak ve reaktör içerisindeki biyokütle derişimini artırmak için 0,45 µm gözenek çapına sahip HF membranlar kullanılmıştır. Reaktör, doğal ortamda kolaylıkla bulunabilen karışık mikroalg kültürü kullanılarak beslenmiştir. Kültür Kayseri Organize Sanayi Bölge Müdürlüğü'ne bağlı Evsel ve Endüstriyel Atıksu Arıtma Tesisi'nin son çöktürme havuzlarının savaklarından toplanmıştır. Sentetik arıtılmış atıksu hazırlanmış ve optimizasyon çalışmalarında bu çözelti kullanılmıştır. İlk önce HBS 24 saatte sabit tutularak 3, 6, 12 ve 24 günlük ÇY çalışmaları gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmalardan elde edilen sonuçlara göre mikroalg üretim verimleri ile nütriyent giderim hızları belirlenmiş ve hem biyokütle üretiminde hem de nütriyent gideriminde optimum şartların 3 günlük ÇY'de elde edildiği kabul edilmiştir. Ardından 3 günlük ÇY'de 48,

60 ve 72 saatlik HBS'ler çalışılarak yine mikroalg üretim verimleri ile birlikte nütriyent giderim hızları tespit edilmiştir. Tüm bu sonuçlara göre optimum ÇY ve HBS belirlenmiştir. Belirlenen bu ÇY ve HBS'de gerçek atıksuların arıtımı denenmiştir. Bunun yanında her çalışmada aşılama anından itibaren ve reaktör işletimi esnasında belirli zamanlarda ve kararlı şartlardaki baskın mikroalg kültürleri mikroskopta belirlenmiştir. Ayrıca mikroalg kültürlerinden elde edilen biyokütlenin yağ ve protein içeriği belirlenerek çalışma sonlandırılmıştır.

2. LİTERATÜR ÖZETİ

2.1. Mikroalgler ve Kültivasyon Yöntemleri

Çok eski yaşam formları olarak tanımlanan mikroalgler ilkel bitkiler olarak bilinmekte ve genelde kökleri, sapları ve yaprakları bulunmamaktadır (Falkowski ve Raven, 2013). Okyanus, nehir, göl, dere, çay ya da su birikintileri gibi sucul ortamlarda yaşayan ışık enerjisini ve CO_2'yi kullanabilen, ökaryotik ya da prokaryotik fotosentetik canlıların genel adına alg denir. Boyutları 1–400 μm birkaç metre boya kadar değişkenlik gösterebilmektedir (Mata vd., 2010; Spolaore vd., 2006). Çok nadir birkaç türünün fotosentetik olmadığı da belirtilmiştir. 50.000 den fazla türünün olduğu tahmin edilen mikroalgler için çok farklı sınıflandırmalar yapılmakla birlikte yeşil algler (Chlorophyta), kırmızı algler (Rhodophyta) ve diatomlar (Bacillariophyta) olarak genel bir sınıflandırma yapılmıştır (Bharathiraja vd., 2015; Brennan ve Owende, 2010; Güner, 1996; Richmond, 2008). Bunun yanında prokaryotlar ve ökaryotlar olarak sınıflandırma yapıldığı da bilinmektedir. Prokaryotların çekirdekleri, kloroplast ve mitokondrileri yoktur, bu özellikleri Ökaryotlar ile aralarındaki en temel farkı oluşturur. Fakat prokaryotlarda da klorofil-a ile birlikte yüksek protein içeriği mevcuttur (Williams ve Laurens, 2010).

Mikroalgler genellikle ototrofturlar fakat bazısı ise heterotrofik ve miksotrofik olarak da yaşadığı bilinmektedir. Ototroflar CO_2 gibi inorganik karbonu kullanırlar. Fototroflar pigment varlığıyla fotosentez olayında güneş ışığıyla birlikte atmosferik CO_2'yi kullanarak biyokütleye dönüştürürler. Heterotrofik mikroalgler ise gün ışığı olmaksızın enerji ve karbon kaynağı olarak glikoz, galaktoz ve früktoz gibi organik karbonu kullanırlar (Abreu vd., 2012; Chen, 1996; Perez-Garcia vd., 2011; Sasson, 1997). Ayrıca karbon kaynağı olarak hem organik hem de inorganik karbonu kullanan mixotrofik türler de vardır (Rashid vd., 2014).

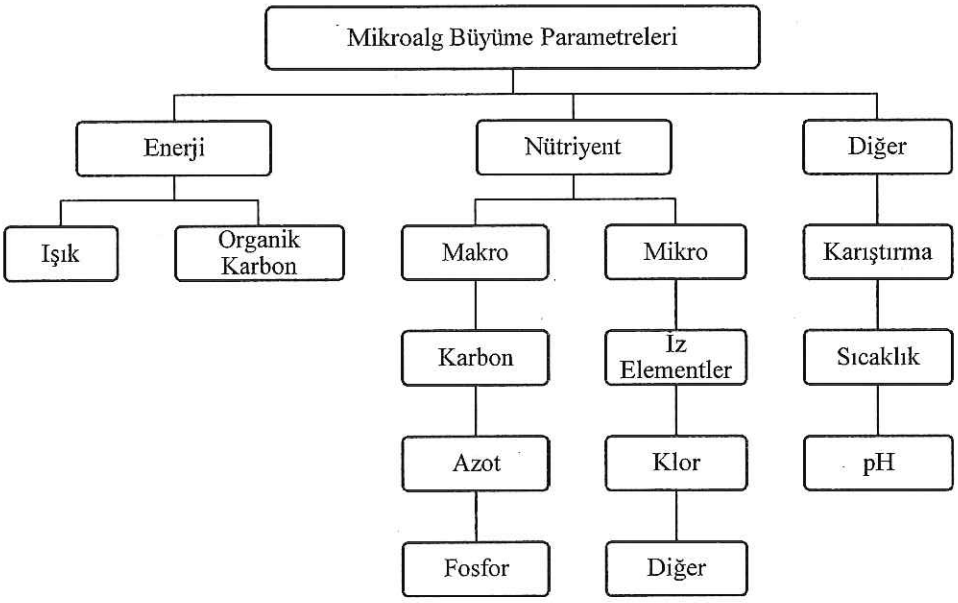
Mikroalg ve siyanobakteriler fitoplankton gruplarını meydana getirir. Fitoplanktonlar ise su ortamındaki balıklar ve sucul canlıların temel besin kaynağı oldukları için besin zincirinin temelini oluştururlar. Besin zincirinin temel yapıtaşını oluşturmakla birlikte pek çok alanda kullanılan mikroalglerde biyokütledeki büyümeyi düzenleyip kontrol altına almak için literatürde yapılan çalışmalar incelenmiştir. Bu çalışmalarda temel hedef optimum şartların sağlanmasıdır. Mikroalgal büyüme verimini kontrol altında tutan temel parametreler (besin kalitesi ve miktarı, ışık, pH, karıştırma,

tuzluluk, sıcaklık, hava/karbondioksit) bir araya getirilmiş ve Çizelge 2.1'de özetlenmiştir (Borowitzka, 1999; Mirón vd., 2002; Ramanna vd., 2014; Spolaore vd., 2006).

Çizelge 2.1. Mikroalg üretimine etki eden parametreler için genel değerler.

Parametreler	Aralık
Sıcaklık (°C)	16-27
Tuzluluk (mS/cm)	12-40
Işık Yoğunluğu (lüx)	1.000-10.000
Foto periyot (aydınlık/karanlık-sa/sa)	0-24
pH	6,0-9,5

Ayrıca mikroalgal büyüme için genel bir şematik diyagram Şekil 2.1'de sunulmuştur (Razzak vd., 2013). Bilindiği üzere ışık ve organik karbonca yeterli bir ortamda (sentetik ya da gerçek ortamlar, ya da besi kaynağı olarak kullanılabilecek atıksu) büyüme faaliyetini gösteren mikroalgler için temel nütriyentlerin ortamda var olması gerekir.



Şekil 2.1. Mikroalgal büyümeye etki eden temel parametreler.

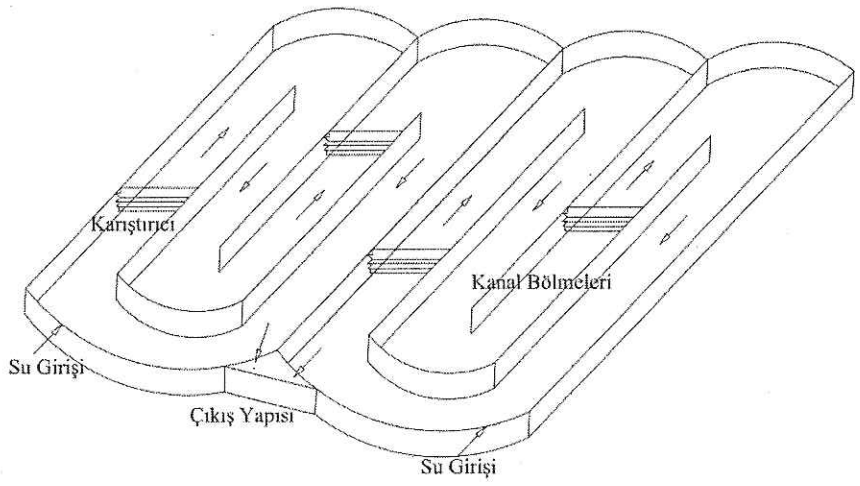
Yaşamsal faaliyetin ana kaynağı olan temel makro nütriyentlerin (C, N ve P) yanı sıra büyümeyi tamamlayıcı mikro nütriyentlerin de (iz elementler) ortamda bulunması gerekmektedir. Sürekliliğin devamı için ise mevcut çevresel şartların yani

pH, sıcaklık, karıştırma ve tuzluluk gibi dış etmenlerin de o kültürün şartlarına uygun olması gerekir (Razzak vd., 2013).

Farklı çevresel şartlarda bulunabilen mikroalgler günümüzde çeşitli yöntemlerle yapay ya da gerçek ortamlar kullanarak zengin kültür elde edilebilmektedir. Kontaminasyon varlığında bulunan bir yerden ya da bölgeden alınan mikroalgler kültür yapımında kullanılırken besi yeri olarak kontamine olmuş bir ortam kullanılabileceği gibi yağ ya da besin elde etmek amacıyla kültüre edilecek türler için ise bu şartlarda en uygun yetişen ve en verimli şekilde fayda sağlanan mikroalgler kullanılabilir. Bu nedenle doğru amaç için doğru türün tespiti çok önemlidir.

Pek çok farklı ihtiyaçlar için kullanmak üzere mikroalg üretiminde açık ya da kapalı sistemler kullanılmaktadır. Bunlar aşağıda açıklanmıştır.

Açık Sistemler: Mikroalglerin kültivasyonunda önemli bir yer tutan açık tip havuzlarda ışığın en uygun şekilde dağılımının sağlanabilmesi için optimum derinliğin tespit edilmesi gerekmektedir. Bunun yanında iklimsel değişikliklerden etkilenme, ışık şiddetindeki farklılık, pH ve çözünmüş oksijen değişimlerine karşı dikkatli olunmalıdır. Şekil 2.2'de açık sistemlerin şematik bir görünümü sunulmuştur (Jorquera vd., 2010).



Şekil 2.2. Açık kanal havuzların şematik gösterimi.

Homojen karışımın sağlanabilmesi için çeşitli tipte karıştırıcıların kullanıldığı bu havuzların işletme ve bakım maliyetleri oldukça düşüktür. İklimsel değişiklerden

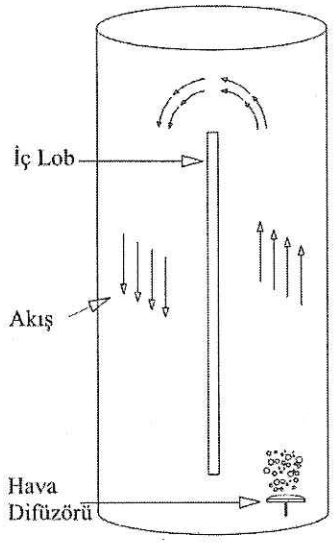
kolaylıkla etkilenildiği için sıcak iklimlerin seçilmesinde fayda vardır (Dzialowski ve Smith, 2008; Harun vd., 2010; Mata vd., 2010).

Açık sistemlerde solar ışık, sıcaklık, biyolojik büyüme parametreleri, nütriyent ve karbondioksit oranları irdelenerek sistem verimin kontrol edildiği çalışmalar mevcuttur (Patel vd., 2017). Atıksu arıtımının da gerçekleştirildiği çalışmalarda KOI, TN ve TP giderimi yapılıp yağ oranları da belirlenmiştir (Kumar vd., 2017; Zhang vd., 2018). Ayrıca bu sistemler ile yapılan mikroalg üretim çalışmalarında enerji tüketimi incelenmiş ve demo çalışmanın büyük ölçekli bir uygulamaya uyarlanabileceği vurgulanmıştır (Chiaramonti vd., 2013).

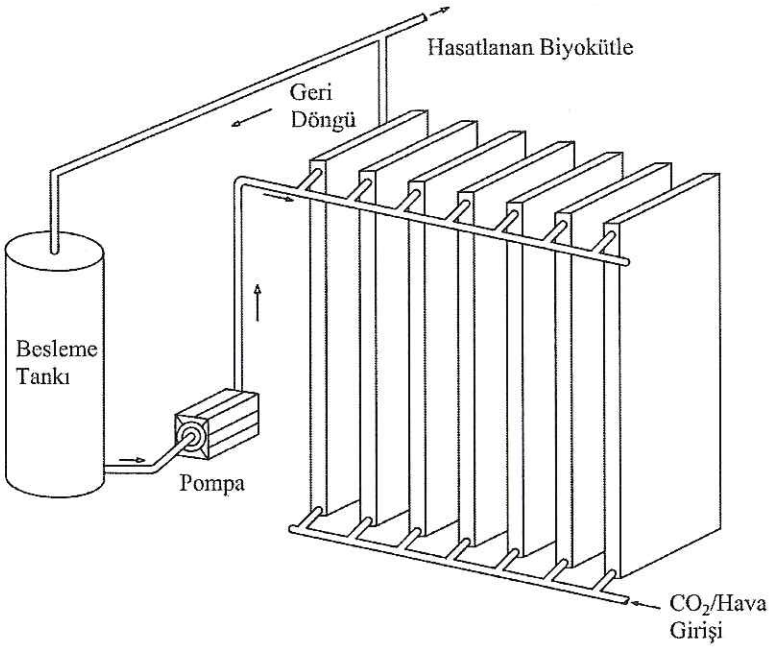
Kapalı sistemler (Fotobiyoreaktörler): Fotobiyoreaktörler olarak da bilinen bu sistemlerin kontrolü tamamen kullanıcıda olduğu için açık sistemlere göre oldukça avantajlıdır. Bu sistemlerde etkili kütle transferi (ışığın tüm sisteme eşit yayılması), enerji tüketiminde denge (sıcaklık değerinin sabit tutulması ve aydınlık/karanlık süresinin kontrolü), etkili hava transferi ve etkili karışım sayesinde optimum fotosentetik transferden dolayı istenen verimlere kolaylıkla ulaşılabilmektedir (Gitelson vd., 1996). Ayrıca diğer istenmeyen mikroalg kültürleri izole de edilebilmektedir (Beal vd., 2015). Genellikle aydınlanma alanındaki değişkenliklerden dolayı çeşitli tiplerde kapalı fotobiyoreaktörler geliştirilmiştir. Bunlar aşağıda kısaca açıklanmıştır.

Dikey kolon Fotobiyoreaktörler: Genellikle silindirik bir tüpün kullanıldığı fotobiyoreaktörlerdir ve hem kültür içerisinde tam karışım sağlanmakta hem de ışıktan mümkün olduğunca en fazla şekilde yararlanılmaktadırlar. Şekil 2.3'te genel şematik gösterimi verilen dikey kolon reaktörler hava kabarcıklı, harici loblu, draft tip, split tip ve harici loblu hava kaldırmalı olarak farklılık göstermektedir (Wang vd., 2012).

Flat panel fotobiyoreaktörler: Işıklanma alanının yüzey alanına oranı baz alınarak dizayn edilen bu reaktörlerde tam karışımın sağlanabilmesi için pompaların yanı sıra hava verilmek suretiyle karışımın sağlanabilmektedir. Sistemin şematik diyagramı Şekil 2.4'te sunulmuştur (Faried vd., 2017). Doğal ortam havası ya da çeşitli oranda CO_2 beslemesinin yapıldığı pek çok kültivasyon çalışmalarına rastlanılmaktadır (Cuaresma vd., 2009; Issarapayup vd., 2009).

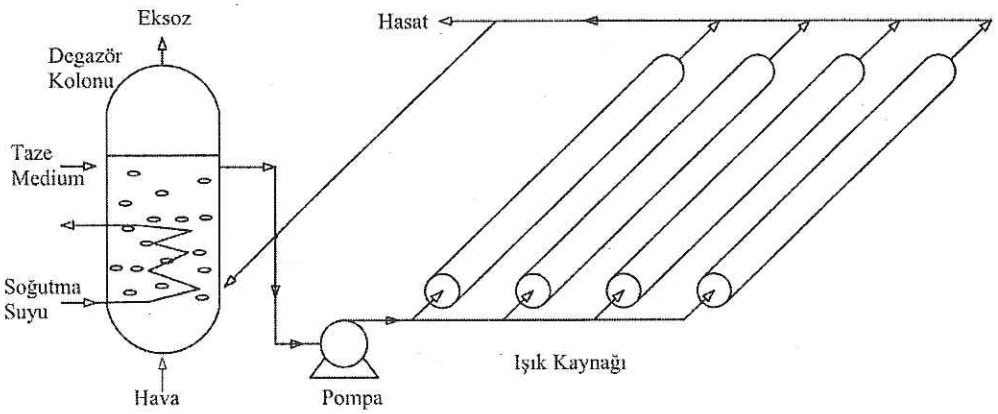


Şekil 2.3. Dikey kolon reaktörlerin şematik gösterimi.



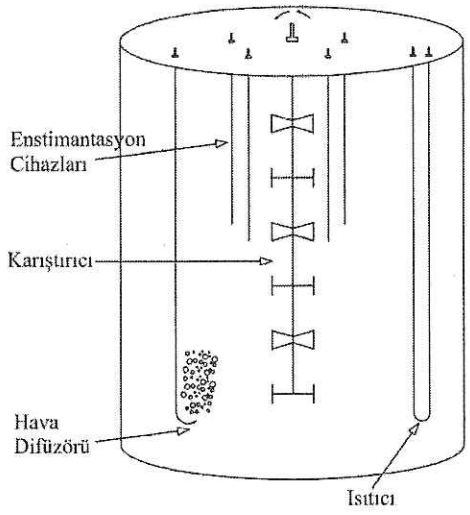
Şekil 2.4. Flat panel fotobiyoreaktörlerin şematik gösterimi.

Tübüler fotobiyoreaktörler: Kültivasyon çalışmalarında yaygın bir şekilde kullanılan bu sistemde çeşitli boy ve çapta şeffaf tüpler bir araya getirilmiştir. Sürekli döngünün olduğu bu sistemin şematik gösterimi Şekil 2.5'te verilmiştir (Bahadar ve Khan, 2013). Bu sistemler yüzey alanı/hacim oranı en yüksek olacak şekilde dizayn edilmeye çalışılmıştır (Travieso vd., 2001; Ugwu vd., 2002).



Şekil 2.5. Tübüler Fotobiyoreaktörlerin şematik gösterimi.

Karıştırmalı tanklı fotobiyoreaktörler: Yaygın kullanım alanı bulan bu sistemde tam karışımın sağlanması için reaktör içerisine bir karıştırıcı yerleştirilmiştir. Şekil 2.6'da görüldüğü gibi mikroalg kültürüne verilen hava optimum düzeye ulaşılabilmekte ve aynı zamanda besleme suyu da kültürle homojen bir şekilde buluşabilmektedir (Kumar vd., 2011)



Şekil 2.6. Karıştırma tank fotobiyoreaktörlerin şematik gösterimi.

Açık sistemler ile kapalı sistemlerin (fotobiyoreaktörler) avantaj ve dezavantajları Çizelge 2.2'de sunulmuştur (Brennan ve Owende, 2010; Elrayies, 2018; Harun vd., 2010; Mata vd., 2010; Patel vd., 2017; Rashid vd., 2014; Razzak vd., 2013). Buna göre genel olarak çevresel etkilere maruz kalan açık sistemlerin kapalı sistemlere göre dezavantajlı olduğunu söylemek mümkündür.

Açık sistemler sıcaklık değişimlerinden ve kontaminasyondan oldukça kolay etkilenir. Bunun yanında tam karıştırmada zorluk yaşanacağı için CO_2 dengesi, besinin mikroalglere ulaşma zamanı, ölü bölgelerden kayaklı ışıklanamama gibi durumlar sonucunda kültür karakteristiğinde değişkenlik, biyokütledeki verimsizlik ve çıkış suyu kalitesindeki değişkenlik açık sistemlerin dezavantajı olarak sayılabilir. Kapalı sistemlerde ise pH, sıcaklık ve karıştırma gibi çevresel şartlar kolaylıkla kontrol altında tutulabildiği için ışığın reaktördeki biyokütleye ulaşımında ve gaz transferinde kolaylık sağlanır. Tüm bunlara bağlı olarak fotobiyoreaktörlerde hem reaktör içerisindeki biyokütle derişimi artmakta hem de biyokütle hasadı kolaylaşmaktadır. Bu sayılanlar fotobiyoreaktörlerin açık sistemlere göre üstünlüğünü kanıtlamış olsa bile inşa ve işletme maliyetleri açık sistemlere göre biraz pahalıdır.

Çizelge 2.2. Açık ve kapalı sistemlerin kıyaslanması.

	Açık Sistemler	**Kapalı Sistemler (Fotobiyoreaktörler)**
Proses kontrolü	Zor	Kolay
Alan İhtiyacı	Yüksek	Düşük
İnşa maliyeti-birim hacimde	Düşük	Yüksek
İşletme maliyeti	Düşük	Yüksek
Tam karışım	Zor	Düzenli
Gaz transfer kontrolü	Düşük	Yüksek
CO2 Kaybı	Yüksek	Düşük
Oksijen derişimi	Düşük	Gaz transfer aparatına göre değişkenlik gösterir
Sıcaklık	Oldukça değişken	Kontrol edilebilir
Temizleme	Çok zor	Cidarlarda oluşan biyokütle ve kirin temizlenmesi gerekir
Tek tip kültür ile çalışma	Oldukça zor	Mümkün
Kontaminasyon riski	Yüksek	Oldukça düşük
Kontaminasyon kontrolü	Mümkün	Çok zor
Buharlaşma kaybı	Yüksek –yüzey alanına bağlı	Oldukça az
Biyokütle Kalitesi	Değişken	Tekrarlanabilir
Biyokütle yoğunluğu	Düşük	Yüksek
Hasat ve Maliyeti	Yüksek	Düşük
Oto ısıtma ve soğutma sistemi	Yok	Var
Işık kullanım verimi	Yüksek	Düşük
Ticarileştirilebilme	Kolay	Zor

Diğer taraftan mikroalglerin protein, karbonhidrat ve yağ içeriğinden dolayı besin deposu olduğu bilinmektedir. Ayrıca fosil kaynaklı yakıtlara nazaran yenilenebilir bir enerji kaynağı olduğu için pek çok araştırmaya konu olmuştur. Temelde fosil yakıtlara bağımlılığın azaltılması için kanola, ayçiçeği, aspir vs. gibi gıda maddeleri kullanılarak biyoyakıt elde edilmeye çalışılmaktadır. Önemli derecede başarı

sağlanan bu çalışmalarda dikkat edilmesi gereken husus mevcut gıda maddeleri üretilmesi gereken tarım arazilerinin biyoyakıt eldesi için kullanılması hadisesidir. Fakat mikroalg yetiştiriciliğinde ise böyle bir durum söz konusu değildir (Faried vd., 2017; Sathasivam vd., 2017; Spolaore vd., 2006).

Çeşitli ürünler ile mikroalglerin karbonhidrat, protein, yağ ve enerji içeriğinin kıyaslanması Çizelge 2.3'te özetlenmiştir (Gerardo vd., 2014). Buna göre ortalama değerler göz önüne alındığında besin maddesi olarak kullanılması planlanan mikroalgler, palm yağına yakın fakat mısır, soya fasulyesi, şeker kamışı ve kolza tohumuna göre oldukça iyi bir besin kaynağıdır. Kuru biyokütleden elde edilen enerji miktarları besin kalitesi ile birlikte değerlendirildiğinde ise tarım alanlarının kullanımı ve işgali de dikkate alınırsa mikroalglerin oldukça avantajlı olduğu görülmektedir.

Çizelge 2.3. Yenilenebilir enerji olarak kullanılan farklı hammaddelerin verimliliği ve biyokimyasal kompozisyonu.

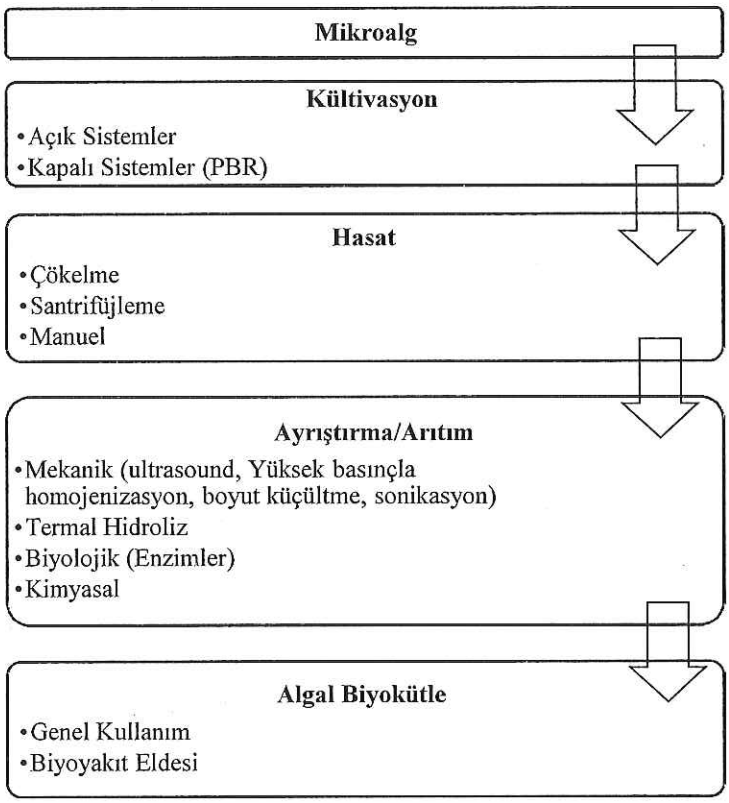
	Karbonhidrat (%)	**Protein (%)**	**Yağ (%)**	**Enerji (MJ/kg kuru biyokütle)**
Mikroalg	8-64	6-71	15-73	28
Odun (çam)	65	1	-	57
Palm Yağı	13-35	3-10	25-73	40
Mısır (Tohum olarak)	70-75	8-11	3-18	20
Soya fasulyesi	35	40	20	19
Şeker kamışı	12-16	-	-	3
Kolza tohumu	-	20	45	17

Ayrıca mikroalg ile yapılan kültivasyon ve/veya arıtım gibi pek çok çalışmanın temel amacını özetleyen şematik zincir Şekil 2.7'de sunulmuştur (Jankowska vd., 2017). Buna göre açık ya da kapalı sistemlerde kültüre edilen mikroalgler çökelme, santrifüjleme ve manuel yollardan hasat edilmektedir. Ardından mekanik olarak, hidroliz yöntemi ve biyolojik ya da kimyasal yöntemler uygulanıp ortaya genel maksatlı kullanım ürünleri (ham biyokütle gıda maddesi, besin ve kozmetik, farmasötik amaçlı ve gübre) ve biyodizel, biyoetanol gibi pek çok alt ürüne sahip olan biyoyakıt da elde edilmektedir.

2.2. Mikroalglerden Yağ ve Protein Eldesi

Mikroalglerin yüksek fotosentetik etkinliği ve diğer enerji kaynağı olarak kullanılan bitkilere göre daha hızlı ve daha verimli bir biyokütle üretim kapasitesi olduğu için

fosil yakıtları yerine alternatif bir enerji kaynağı olarak dikkat çekmektedir (Minowa vd., 1995). Ayrıca mikro alglerden biyodizel, etanol, biyoelektrik, hidrojen ve metan gibi alternatif biyoyakıt ürünleri elde edilebilir (Abdel-Raouf vd., 2012; De-Bashan ve Bashan, 2010; Feng vd., 2011; Razzak vd., 2013).

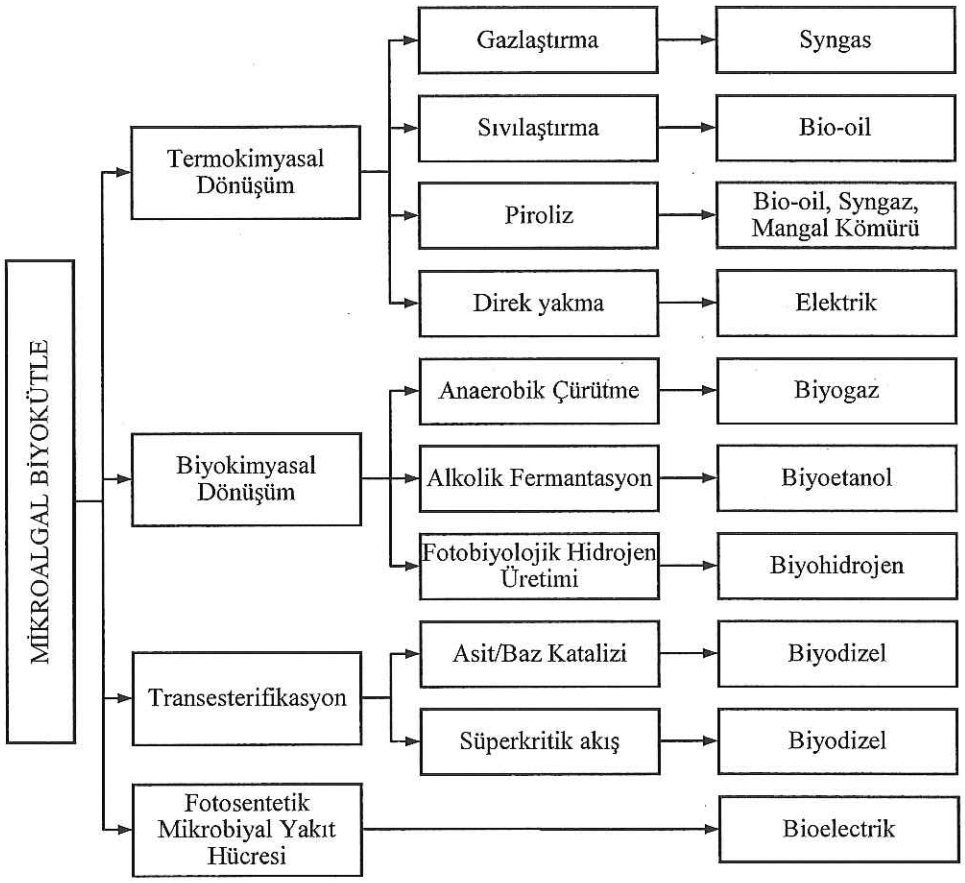


Şekil 2.7. Mikroalg proses değer zinciri.

Mikroalgal biyokütlenin biyoyakıt olarak kullanılabilme potansiyelinin şematik görünümü Şekil 2.8'de sunulmuştur (Chew vd., 2017). Mikroalgal biyokütle (kuru ya da sıvı) termo kimyasal, biyokimyasal, transesterifikasyon ve fotosentetik reaksiyonlar sayesinde syngas (sentez ya da sentetik saz), biyo-oil, mangal kömürü, elektrik, biyogaz, biyoetanol, biyohidrojen, biyodizel ve biyoelektriğe dönüştürülebilmektedir.

Ham besin ya da biyoyakıt gibi pek çok faydalı amaç için mikroalgal biyokütle üretiminde özel olarak hazırlanmış sentetik besiyerlerinin kullanılmasıyla ilhili araştırmalar yapılmış ve bu çalışmalarda tek tip türler kullanılarak elde edilen

biyokütle bazı yöntemlerle hasat edilmeye çalışılmıştır. Bunlardan bazıları aşağıda sıralanmıştır.



Şekil 2.8. Mikroalgal biyokütleden elde edilen biyoyakıtlar.

BG11 kültür ortamında (Rippka vd., 1979) deniz ve temiz su mikroalgleriyle 0,6 L'lik fotobiyoreaktörde kültivasyon yapmaya çalışmış ve 0,36 gr/L-gün biyokütle üretim verimine ulaşmış ve aynı zamanda elde edilen biyokütlenin yağ oranını ise %32 olarak hesaplamıştır (Rodolfi vd., 2009). Ayrıca başka bir araştırmacı grup M8-a ortamı kullanarak (Kliphuis vd., 2010) *Chlorella sorokiniana* mikroalginin kültivasyonunu yapmışlardır. Mikroalgal üretim verimini 20,1±0,7 g/m^2 olarak hesaplamışlardır (Blanken vd., 2014).

Rhodopseudomonas palustris kültürü ile yapılan farklı bir araştırmada 6 ay boyunca çalışma devam etmiş ve (Van Niel, 1944) kültür ortamını modifiye ederek mikroalg üretimi yaparak pigment gelişimini gözlemlemiştir (Carlozzi ve Sacchi, 2001).

Diğer taraftan *Chlorella* sp. kültürü ile yapılan 6 günlük kültivasyon çalışmasında, Walne ortamı (Azma vd., 2011) kullanarak üre konsantrasyonu 25 mg/L iken 0,051 gr/L-gün yağ üretim verimine ulaşmış ve elde edilen yağın kuru biyokütleye oranı %66,1 olarak bulmuştur. Ayrıca üre derişimi 200 mg/L'ye çıkardığında yağ üretim hızı 0,11 gr/L-gün, yağın biyokütle oranını ise %32,6'da kaldığını tespit etmiştir (Hsieh ve Wu, 2009). Başka bir çalışma da ise Basal ortamı kullanarak *Chlorella protothecoides* kültüründe 4,1 gr/L-gün biyokütle üretim hızına ulaşmış ve 1,7 gr/L-gün yağ üretim hızına ulaştığını ve elde edilen yağın biyokütle oranının %43 olduğunu belirtmiştir (Cheng vd., 2009).

Chlorella vulgaris kültürüyle Guillard f/2 ortamında (Guillard, 1975) yağ üretim hızı 0,02 gr/L-gün, yağın biyokütle oranını ise %14,71 olarak bulmuşlardır (Converti vd., 2009). Aynı araştırmacılar *Nannochloropsis oculata* kültürüyle Bold Basal ortamı ortamında (Guillard ve Ryther, 1962) yağ üretim hızını 0,016 gr/L-gün, yağın biyokütle oranını ise %15,86 olarak bulduklarını bildirmişledir. Aynı kültür kullanılarak yapılan farklı bir araştırmacı grup ise besleme ortamı olarak Watanbe ortamı kullanmış ve reaktördeki kültürün derişimini 410 mg/L, biyokütle oluşum hızını 0,029 gr/L-gün olarak hesaplamış, elde edilen biyokütledeki yağ oranının ise %18 olduğunu belirtmiştir (Illman vd., 2000). Farklı bir araştırmacı grup ise yine aynı mikroalg kültürüyle özel ortamda 860 mg/L biyokütle derişimine ulaşmış, 0,043 gr/L-gün biyokütle üretim hızına eriştiğini tespit etmiştir (Hanagata vd., 1992). Yağ oluşum hızı 0,0128 gr/L-gün iken kuru biyokütlede %29,5 oranında yağ oluştuğunu bildirmişlerdir (Widjaja vd., 2009). Farklı bir tür olan *Neochloris oleabundans* kültürü ile Bristol ortamı (Watanabe, 1960) kullanarak yapılan farklı bir araştırmada yağ üretim hızını 0,039 gr/L-gün, yağın biyokütle oranını ise %28 olarak bulmuşlardır (Gouveia vd., 2009). Aynı mikroalg kültürüyle farklı bir araştırmacı grup tarafından yapılan çalışmada ise modifiye edilmiş sodyum ekstrakt ortamı kullanarak biyokütle üretimi gerçekleştirmiş ve 1,85 mg/L biyokütle derişimlerine ulaşmış, 0,32 mg/L-gün biyokütle üretim hızına eriştiklerini bildirmişlerdir. Ayrıca elde edilen biyokütlenin yağ üretim hızını 0,125 gr/L-gün ve yağ yüzdesini ise %40 olarak tespit etmişlerdir (Li vd., 2008).

Nannochloropsis oculata, Pavlova lutheri ve *Isochrysis* sp. kültürleri ile yapılan bir araştırmada 0,0013 gr/L-gün yağ üretim hızına ve %0,9 oranında yağ oranına

ulaşıldığı bildirilmiştir (Dunstan vd., 1993). Başka bir çalışmada ise *Nannochloropsis oculata* kültürü kullanarak 1,0 gr/L biyokütle derişimine, 0,151 gr/L-gün yağ üretim hızına ve %30,7 yağ oranına ulaşıldığı bildirilmiştir (Chiu vd., 2009). Diğer taraftan farklı bir araştırmacı grup ise aynı mikroalg kültürü ile Walne ortamı ile yaptıkları çalışmada 3,44 gr/L biyokütle derişimlerine, 0,17 gr/L-gün yağ üretim hızına ve %44,5 yağ oranına ulaşılmıştır (Su vd., 2011). Yine *Nannochloropsis* sp. kültürü ile yapılan farklı bir çalışmada 13,64 gr/L-gün yağ üretim hızı ve %62 oranında yağ oranı elde edilmiştir (Hu ve Gao, 2006). Aynı kültür ile farklı bir araştırmacı grup ise maksimum 0,148 mg/L-gün yağ üretim hızına ulaşmış ve elde ettikleri biyokütlenin yağ oranını ise %25,3 olarak bulunduğu bildirilmiştir (Cheirsilp ve Torpee, 2012). Bu çalışmalarda ana hedef ticari bir ürün olan mikroalg elde etmek olmakla birlikte ham veya arıtılmış atıksu yerine özel besi türleri kullanılmıştır.

2.3. Mikroalg Yetiştiriciliği Maliyeti

Mikroalgler kuru ağırlarına göre %15-73 oranında yağ barındırdığı için palm yağı, mısır tohumu, soya fasulyesi, şeker kamışı ve kolza tohumundaki değerlere göre oldukça makul seviyede yağ ihtiva etmektedir. Dolayısıyla yüksek yağ içeriklerinden ve fotosentetik faaliyetlerinden dolayı enerji kaynağı olarak kullanıldığı bilinmektedir. (Gerardo vd., 2014). Bu sayede endüstriyel tarım ürünleriyle kıyaslandığında tarım alanına ihtiyaç duymadığı için ciddi avantaj sağlamaktadır (Chisti, 2007). Diğer taraftan mikroalgal biyokütleden elde edilen yağ kapasitesi ve niteliği, türe, aydınlanma/karanlık durumuna, ışık şiddetine, pH değişimine ve nutrient kalitesine göre değişkenlik göstermektedir (Mata vd., 2010). Fakat bilindiği üzere yağdan hidrokarbon sentezi için karışık ekstraksiyon sistemlerine ihtiyaç duyulmaktadır (Metzger ve Largeau, 2005).

Mikroalg üretiminde açık havuzlarda kültürü sirküle ettirebilmek için tesisin toplam enerji ihtiyacının %22-79 arasında tüketim olduğu bildirilmiştir. Ayrıca tübüler fotobiyoreaktörlerde kültivasyon esnasında enerji tüketimi ise toplam tüketimin yaklaşık %86-92'si, flat panelde ise %22'si olarak bildirilmiştir (Slade ve Bauen, 2013). Diğer taraftan farklı bir araştırmada ise açık havuzlarda karıştırma maliyeti 0,08 Euro/Kg-kuru ağırlık, tübüler fotobiyoreaktörlerde 1,27 Euro/Kg-kuru ağırlık,

panel reaktörlerde ise 3,10 Euro/Kg-kuru ağırlık olarak bildirilmiştir (Norsker vd., 2011).

Farklı bir araştırmada inşa maliyetleri, paslanmaz veya plastik borulama, kültür ortamını, personel maliyeti, güç tüketimi ve bakım gibi girdiler hesaplanmıştır. Buna göre 100 ha'lık alan için raceway havuzlarda 4,95 Euro/Kg-kuru ağırlık, tübüler fotobiyoreaktörde 4,16 Euro/Kg-kuru ağırlık ve flat panel reaktörlerde ise 5,96 Euro/Kg-kuru ağırlık olarak maliyet analizi rapor edilmiştir (Norsker vd., 2011). Başka bir araştırmada ise fotobiyoreaktörler için vergi, güç tüketimi, iş gücü, CO_2 tüketim maliyeti, hasat ve amortisman giderlerinin derlendiği bir araştırmada en kötü senaryoya göre yaklaşık 10 Euro/Kg-kuru madde maliyeti hesaplanmıştır. Aynı girdiler dikkate alındığında ise açık sistemlerde bu maliyetin yaklaşık 1,8 Euro/Kg-kuru madde olduğu bildirilmiştir (Slade ve Bauen, 2013).

2016 yılında yayınlanan bir araştırmada ise açık havuzda gün ışında yapay ortam nütriyent ilavesi ile arıtım çalışması, fotobiyoreaktörde nütriyent ilavesi ile arıtım çalışması ve gerçek atıksu arıtma tesisi çıkış sularının fotobiyoreaktörde arıtılması çalışmaları yapılmıştır. 150 L'lik pilot ölçekte gerçekleştirilen çalışmada elektrik, hasat ve kurutma maliyetleri de eklendiğinde kg kuru maddenin üretim maliyeti açık sistemde 83,19 Euro (nütriyent maliyeti dahil), yapay ortam atık suyunun fotobiyoreaktörde arıtılması esnasında ise 1.188,99 Euro maliyet hesabı çıkarmışlardır. Gerçek atıksuyun fotobiyoreaktörde arıtılması esnasında hasat işleminde santrifüj kullanılarak ve elektrikli fırın ile kurutmanın gerçekleştirildiği diğer çalışmada kuru madde başına 33,38 Euro/kg olarak maliyet hesaplanmışlardır. Sson olarak da yine aynı gerçek atıksu fotobiyoreaktörde arıtılmış ve hasat işleminde santrifüjlemenin yanında elektrokoagülasyon kullanılmış ve kurutmada ise solar fan kullanılmış ve bu işlemde ise 31,61 Euro maliyet hesabı yapılmıştır (Gouveia vd., 2016)

2.4. Mikroalglerin Atıksu Arıtımında Kullanımı

Günümüzde atıksu arıtımı yaygın olarak biyolojik nütriyent giderim (BNG) prosesleriyle yapılmaktadır. Bu proseste temel olarak atıksulardan C, N ve P giderimi yapılmaktadır. Atıksu bünyesindeki N ve P, alıcı ortamın özümleme kapasitesine kadar indirilmez ise alıcı ortamda en başta ötrofikasyon sorununa neden olmaktadır

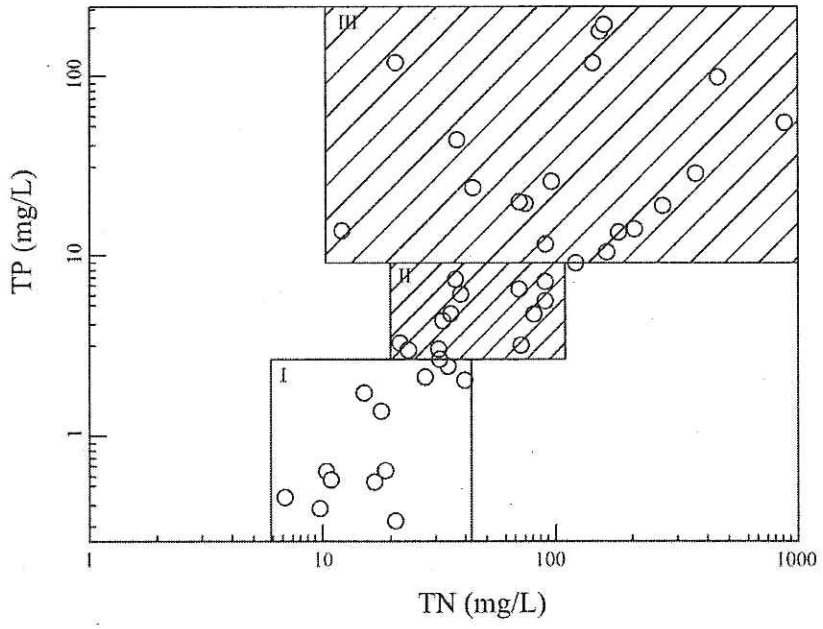
(Cai vd., 2013). Bu temel nütriyentlerin alıcı ortamın özümleme kapasitesine indirebilmesi için anaerobik, anoksik ve aerobik şartlarda değişik mikroorganizma grupları ile çalışılması gereklidir. Bu prosesler birçok tank, iç ve geri döngüler (pompaj masrafları), uzun alıkonma süreleri ve bazı durumlarda harici karbon kaynağı (asetat, metanol vs.) gerektirir.

Kabul edilebilir N ve P gideriminim sağlanabilmesi için tasarımı ve işletimi de kompleks olan bu proseslerin iyi bir şekilde takip edilmesi gerekmektedir. TN $\leq$ 3 mg/L ve toplam P $\leq$ 1 mg/L limitlerini BNG teknolojisi ile sağlamak mümkün olsa da mevcut tesislerde bu limitler nadiren sağlanmaktadır. Alüm ve demir tuzları ilavesi ile P çöktürülmesi gibi kimyasal nütriyent giderim prosesleri de kullanılmasına rağmen, bu yöntemlerde daha yüksek işletme maliyetleri, daha fazla çamur üretimi ve oluşan çamurların kimyasal içeriği daha zengin olmaktadır (Singh ve Thomas, 2012). Bu sınırlandırmalar nedeni ile işletilmesi nispeten daha kolay ve daha ucuz alternatif prosesler araştırılmaktadır. Atıksu içerisinde mikroalglerin kullanabileceği oranda temel nütriyentler bulunduğu için bu sulardan daha kolay ve ucuz bir şekilde nütriyent giderimine alternatif bir proses olarak mikroalglerin kullanımı daha önce yapılan araştırmalar ile önerilmiştir.

Atıksulardaki temel nütriyentlerin (TN ve TP) derişimlerinin şematik gösterimi Şekil 2.9'da sunulmuştur (Wu vd., 2014). Şekil 2.9'a göre birinci bölge evsel atıksu arıtım tesislerinin çıkış sularını, ikinci bölge evsel ham ya da birincil arıtım çıkış sularını, üçüncü bölge ise ham evsel veya tarımsal kullanım atıksuları ya da hayvancılık prosesi atıksularını göstermektedir. Buna göre ham ya da arıtılmış atıksu bünyesinde mikroalglerin kullanabileceği ciddi miktarda N ve P bulunmaktadır. Bunun yanında N ve P bakımından oldukça zengin faklı tip ve karakterdeki atıksular bulunduğu gibi endüstrileşmenin doğal sonucu olarak çeşitli gıda maddelerinin işlenmesi sonucu ise oluşan atıksularda fazla miktarda nütriyent olduğu bilinmektedir. Mevcut şartlarda ülkemizde ve dünya genelinde en yaygın kullanım alanı bulunan klasik biyolojik nütriyent giderim sistemlerinde alternatif olarak mikroalglerin kullanılacağı sistemler önerilmektedir.

Ham ya da kısmen arıtılmış atıksuların klasik BNG prosesine alternatif olarak mikroalgal arıtım teknolojilerinin karşılaştırılması modifiye edilerek Şekil 2.10'da sunulmuştur (Santhanam, 2009). Buna göre klasik atıksu arıtımında hemen her

tesiste fiziksel arıtma ünitesi (kaba ve ince ızgara, kum ve yağ ünitesi) ve ardından klasik ön çöktürme havuzu bulunmaktadır. Burada temel amaç en az maliyetle atıksudan ilk olarak ayrıştırılabilen materyallerin uzaklaştırılmasıdır. Ardından klasik oksidasyon havuzları sayesinde karbon giderimi yapılır. İstenildiği takdirde anoksik ve oksik safhaların birbirini takip ettiği sitemler sayesinde N ve P giderimi de yapılmış olmaktadır.



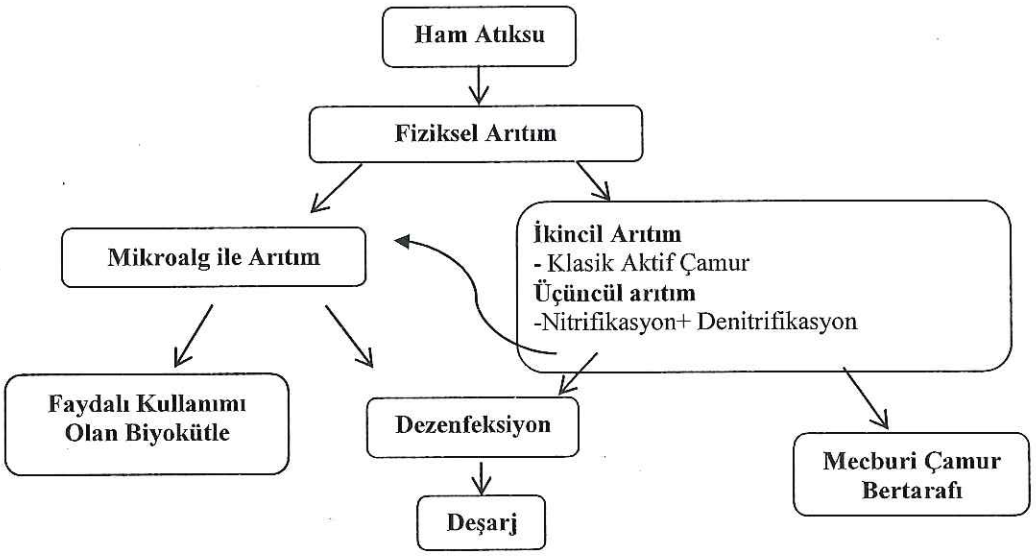
Şekil 2.9. Atıksularda bulunan TN ve TP derişimlerinin şematik gösterimi.

C, N ve P gideriminin yapıldığı bu sistemlere biyolojik nütriyent giderim sistemleri denmektedir. Klasik son çöktürme havuzlarının ardından dezenfeksiyon işlemi yapılır ve ardından alıcı ortama deşarj yapılır. Fakat bu sistemde üreyen çamur mecburen bertaraf edilmelidir. Fakat fiziksel arıtımı yapılmış atıksudaki temel nütriyentler mikroalgler ile giderilebilmektedir. Bu yöntem uygulanırsa ortaya bertaraf edilmeye muhtaç bir çamur çıkmayıp faydalı bir biyokütle oluşmuş olacaktır.

Mikroalg ile atıksu arıtımı çalışmaları genel olarak ele alınırsa direkt ham atıksuyun kullanıldığı çalışmaların yanında ikincil arıtımı yapılmış suların da kullanıldığı sistemler mevcuttur. Örneğin evsel atıksuda eşzamanlı olarak *Scenedesmus obliquus, Chlorella vulgaris* ve *Consortium C.* mikroalg kültürlerinin büyüme verimleri, KOİ,

N ve P giderim oranları ve yağ oluşum oranları incelenmiş ve %50 den fazla giderim verimleri elde dildiği bildirilmiştir (Batista vd., 2015).

Gerçek bir evsel atıksu arıtma tesisinin çeşitli birimlerinden (havalandırma havuzu oksijenli kısım, anoksik kısım ve son çöktürme çıkışı) atıksu alıp mikroalgal fotobiyoreaktörde arıtma denenmiş ve fosforu 1 mg/L'ye azotu ise 1,3 mg/L'ye düşürmeyi başarmışlardır (Shi vd., 2014). Diğer taraftan yapılan farklı bir araştırmada ise mikroalgler ile ön çöktürme ve son çöktürme sularının belirli oranlarda karıştırılıp mezofilik ve termofilik şartlar altında arıtılması yapılmış ve elde edilen biyokütlenin metan üretme potansiyeli araştırılmıştır (Olsson vd., 2014). Yine yapılan farklı bir çalışmada ise mikroalglerin üretiminden sonra anaerobik çürütücüde çürütülerek elde edilen gazın standart son çöktürme havuzu çamurlarından elde edilen gazdan daha kaliteli olduğunu vurgulanmıştır (Mahdy vd., 2015).



Şekil 2.10. Klasik atıksu arıtımı ile mikroalgal arıtım teknolojilerinin karşılaştırılması.

Synechocystis salina ve *Chlorella vulgaris* karma kültürü kullanılarak sentetik atıksu beslemesi ile 7 günlük bir çalışma yapılmış ve 7 gün sonunda %84,5 NO_3-N verimi ve %85,9 PO_4-P giderim verimi elde edilmiştir (Gonçalves vd., 2016). Yine sentetik atıksu beslemesi ile yapılan başka bir araştırmada ise karışık mikroalg kültürü ile (*Chlorococcum* sp., *Scenedesmus* sp., *Chlorella* sp. *ve Phaeodactylum tricornutum*) 14 günlük çalışma yapılmış ve %7,8 oranında yağ elde edildiği belirtilmiştir (K. R.

Johnson ve Admassu, 2013). Sentetik evsel atıksuyun 2 yeşil mikroalg olan *Chlorella vulgaris* ve *Scenedesmus rubescens* kültürleri ile yapılan farklı bir araştırmada %90 oranında PO_4-P, NH_4-N ve NO_3 giderim verimleri elde edildiği bildirilmiştir (Shi vd., 2007).

Yapay tiyosiyanatlı (SCN^-) atıksuyundan fototrofik ve fotoheterotrofik şartlar altında karışık alg-bakteri kültürü yardımıyla uçucu yağ asidi üretimini artırmayı başarmışlardır (Ryu vd., 2014). Başka bir çalışmada ise domuz çiftliği atıksularının mikroalgler yardımıyla yağ üretimi ve nütriyent giderim verimleri araştırılmıştır (Gan vd., 2014). Diğer taraftan yapay atıksuda mikroalg büyümesi ve yağ oluşumu incelenmiştir. %55,4–83,9 oranında N giderimi gözlemlenmiş ve %99,8 oranında ise toplam koliform giderimi tespit edilmiştir (Komolafe vd., 2014).

Mandıra atıksularının anaerobik çürütücü çıkış sularında *Desmodesmus* sp. mikroalg kültürleri kullanarak %75 den fazla TN ve TP giderim verimi elde ettiklerini bildirmişlerdir (Ji vd., 2014a). Yine mandıra atıksuyu kullanılarak yapılan farklı bir çalışmada TN giderim verimin %61–79, TP giderim verimini ise %62–93 olarak bildirilmiştir (Johnson ve Wen, 2010). Yine mandıra atıksuyunda *Chlorococcum* sp. kültürü kullanarak yağ üretimi ve organik kirlilik yüklerinin giderimi incelendiği farklı bir çalışmada %90'lara varan KOİ ve BOİ giderimleri elde edilmiştir (Ummalyma ve Sukumaran, 2014). Diğer taraftan anaerobik membran biyoreaktör çıkış suyunda mikroalg üretimi yapılarak nütriyent giderimi yapılan bir araştırmada %67-97 oranında N ve P giderimi yapıldığı bildirilmiştir (Ruiz-Martinez vd., 2012).

Karışık mikroalg kültürlerinin kullanıldığı arıtım çalışmaları incelendiğinde mikroalg-bakteri konsorsiyumu ile ve sadece mikroalg kültürü ile flat panel fotobiyoreaktörde amonyum giderim verimi araştırılmış ve sadece mikroalg kültürü ile yapılan çalışmada amonyum giderim hızı 44±16 mg NH_4-N/L-gün iken mikroalg-bakteri konsorsiyumunda ise 100±18 mg NH_4-N/L-gün olarak tespit edilmiştir (Rada-Ariza vd., 2017). Farklı bir çalışmada ise gerçek evsel atıksu arıtma tesisinin giriş atıksuları algal-bakteriyel konsorsiyum kullanılarak arıtılmaya çalışılmış ve reaktör AKM derişimi 485 mg/L'ye ve biyokütle oluşum hızı ise 1,03 gr/L-gün'e ulaştıklarını bildirmişlerdir. Ayrıca TN'de maksimum %97, TP'de ise maksimum %92,4 giderim verimi elde edilmiştir (Kang vd., 2018).

Phormidium sp., *Limnothrix* sp., *Anabaena* sp., *Westiellopsis* sp., *Fischerella* sp. ve *Spirogyra* sp. karışık kültür ortamında evsel arıtma tesisinin ön çöktürme çıkış suyunu kullanarak yapılan başka bir arıtım çalışmasında 14 gün sonunda 83,7 mg/L NO_3-N ve 21,1 NH_4-N giriş derişimlerinde %83-100 aralığında ve 3,1 mg/L PO_4-P girişinde %97,8 oranında giderim verimi elde etmişlerdir (Renuka vd., 2013). Diğer taraftan karışık mikroalg kültürü ile ön çöktürmeden geçmiş evsel atıksu arıtma tesisinin sularında yapılan arıtım çalışmasında 3,1-5,2 günlük HBS'ler kullanılmıştır. Biyokütle üretim hızının 0,5–3,1 gr/L-gün olarak tespit edilen bu çalışmada, karbon, N ve P giderimlerinin sırasıyla %91 ±3, %70 ± 8 ve %85 ± 9 olduğu bildirilmiştir (Posadas vd., 2013). *Scenedesmus obliquus* (CPCC no. 5) ve *Chlorella vulgaris* (CPCC no. 90) kültürüyle steril hale getirilmemiş gerçek bir arıtma tesisinin son çöktürme çıkış suyunda yapılan farklı bir araştırmada ise 5,5 g/m^2-gün biyokütle oluşum hızına ulaşıldığını bildirilmiştir (Irving ve Allen, 2011).

Chlorella sp. ve *Scenedesmus* sp. kültürlerinin kullanıldığı 21 günlük arıtım çalışmasında maksimum biyokütle oluşumunu 3,04 gr/L olarak bildirilmiştir. Ayrıca TN giriş derişimleri 14,1–56,5 mg/L arasında iken giderim veriminin %88,6–96,4 aralığında değiştiği belirtilmiş, TP'de ise giriş derişimleri 1,5–6,1 mg/L arasında iken giderim verimleri %99,7–99,9 arasında değiştiği tespit edilmiştir (Koreivienė vd., 2014).

Chlorella sp., *Scenedesmus* sp. ve *Chlorella zofingiensis* kültürlerinde mandıra atıksuyunun arıtımı yapılmıştır. Giriş TN ve TP derişimleri sırasıyla 176 mg/L ve 39,6 mg/L olarak, giderim verimlerini ise TN'de %91 TP'de %96 olarak bildirilmiştir. Reaktörde 5,11–5,41 gr/L AKM derişimlere ulaştığını belirtmiş iken biyokütle oluşum hızı 0,73–0,77 gr/L-gün ve yağ üretim hızı ise 0,14 -0,15 gr/L-gün olarak ölçülmüştür. Ayrıca biyokütledeki yağ oranını ise %19,03-21,09 olarak tespit etmiştir (Qin vd., 2016). Diğer taraftan yine mandıra atıksuyunda yapılan bir başka araştırmada maksimum 4 günlük kültür süresinde farklı karışık kültür ile (*Ctinastrum, Scenedesmus, Chlorella, Spirogyra, Nitzschia, Micractinium, Golenkinia, Chlorococcum, Closterium* ve *Euglena*) arıtım çalışması yapılmıştır. 39,0 mg/L NH_4-N giriş derişimlerinde %84-99 oranında, 2,1 mg/L PO_4-P giriş derişiminde ise %93-99 oranında giderim verimi elde edildiği bildirilmiştir (Woertz vd., 2009). Ayrıca başka bir araştırmacı grup tarafından yaklaşık 10 günlük bir

çalışma sonunda mandıra atıksularında (ham ve arıtılmış) giderim çalışması yapılmış ve ham atıksuda 0,191 gr/L-gün, arıtılmış atıksuda ise 0,277 gr/L-gün biyokütle üretim hızına ulaşıldığı bildirilmiştir. Ayrıca ham atıksuda %21,35 ve arıtılmış atıksuda ise %23,62 yağ oranına ulaşılmıştır (Hena vd., 2015). Yine mandıra atıksuları (ham çürütülmemiş, çürütülmüş ve UF çürütülmüş) ve temiz su mikroalgleri kullanılarak yapılan farklı bir araştırmada 5,34-5,53 g/m^2-gün mikroalg üretim oranı, %39-62 arasında TN giderimi, %51-93 arasında da TP giderimi olduğunu tespit edilmiştir. Ayrıca çalışma sonucunda %44 oranında ham protein elde edildiği bildirilmiştir. Karışık kültür ile P giderimi için yapılan bir arıtım çalışmasında ise 2,9 gr/m^2-gün biyokütle oluşum hızına ve 0,112 gr/L-gün P giderim hızına ulaşılmıştır (Guzzon vd., 2008).

Bold Basal ortamı ve tekstil boyama endüstrisi atıksularında *Neochloris sp.* kültürü ile yapılan bir araştırmada Bold Basal ortamında toplam yağ oranı %41,93 iken tekstil boyama endüstrisi atıksularında ise %36,69 olarak bulunmuştur (Gopalakrishnan ve Ramamurthy, 2014).

Ayrıca pek çok araştırmacı çeşitli mikroalg türü kullanarak farklı nitelikteki atıksularda mikroalg üreterek organik ve inorganik kirlilik yükü giderim çalışmaları yapmışlardır (Lee vd., 2015; Ma vd., 2014; Michels vd., 2014; Sutherland vd., 2014; Wang vd., 2014) .

2.5. Membranlar ve Mikroalgler ile Kullanımı

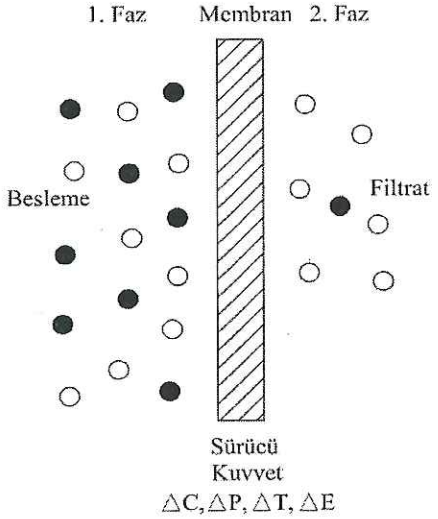
2.5.1. Membranlar hakkında genel bilgi

Membran, iki faz arasında seçici ve yarı geçirgen bir materyal olarak tanımlanır. Şekil 2.11'de basitçe şematik gösterimi yapılan bu materyalin bir tarafından uygulanan kuvvet ya da vakum sonucunda seçici/yarı geçirgen materyalin diğer tarafına materyal gözenek boyutundan daha küçük maddelerin derişim, sıcaklık ve basınç farkından dolayı geçmesi işlemine temel membran filtrasyonu denir ve bu işlem basit bir mekanik ayırma prosesidir (Judd ve Jefferson, 2003; Koyuncu, 2001; Scott, 1995).

Bu proses ile partiküllerden moleküllere kadar çok sayıda maddenin sıvı ya da gaz ortamından ayrıştırılmasında karşılaşılan problemlere etkili çözümler

getirilebilmektedir. Membran prosesler, gözenek büyüklüğüne veya membran üzerinde tutulan materyalin maksimum molekül ağırlığına göre başlıca 4 farklı grupta incelenir. Aşağıda açıklanan bu grupların yanı sıra Şekil 2.12'de bu membran gruplarında tutulabilecek maddelerin şematik görünümü verilmektedir (Mulder, 2012).

Mikrofiltrasyon (MF): 0,1 ile 10 µm boyutundaki mikroorganizmalar, ince parçacıklar ve emülsiyon damlacıkları tutulabilmektedir. Bu yöntem çeşitli prosesler sonucunda oluşan değerli kalıntıların geri kazanımı ya da daha konsantre hale getirilmesi için kullanılmaktadır. Genellikle 2 bar altında çalışılan bu sistem ters ozmoz ya da ultrafiltrasyondan önce bu membranları korumak amacıyla kullanılmaktadır.

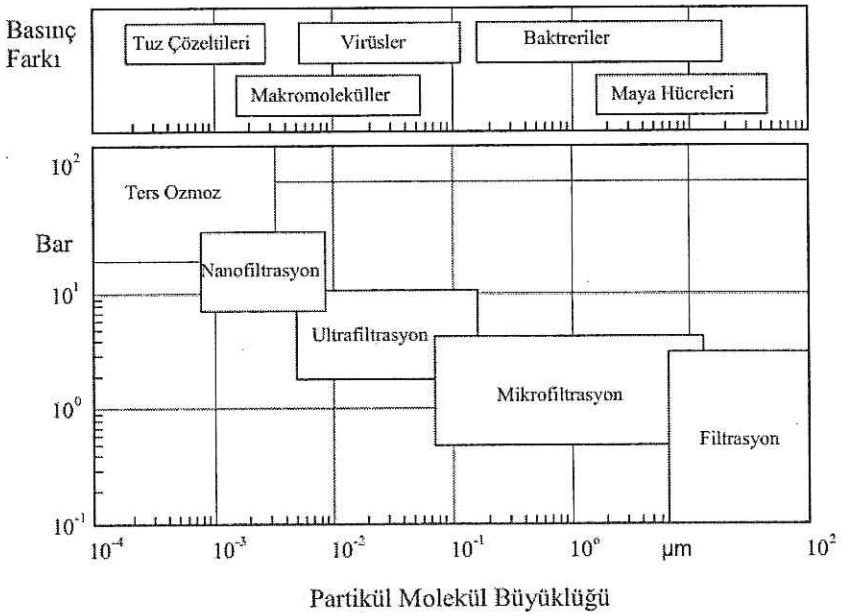


Şekil 2.11. Temel membran filtrasyonunun şematik gösterimi.

Ultrafiltrasyon (UF): 10^3 ile 5×10^6 Dalton arasındaki partiküllerin tutulmasında kullanılır. Yine ters ozmoz sisteminden önce kullanılan bu membranlar 1 ile 10 bar arasında çalışmakta ve su ve atıksu arıtımında, tekstil, ilaç, metalürji, gıda ve kimya sektörlerinde proses suyu hazırlamada kullanılmaktadır.

Nanofiltrasyon (NF): 100-1000 Dalton arasında +2 değerliğindeki iyonların tutulmasında kullanılabilmektedir. 10 ile 20 bar arasında basınç uygulanılarak kullanılan bu sistemde +1 değerlikli iyonlar bu membrandan geçebilmektedir.

Ters Ozmoz (TO): 1-10 A^0 boyutunda birçok iyon ve molekülün tutulabileceği sistemdir. Yaklaşık 10-200 bar arasında çalışan bu sistem deniz suyu da olmak üzere pek çok proses suyundan ileri kalitede su elde etmek için kullanılmaktadır.

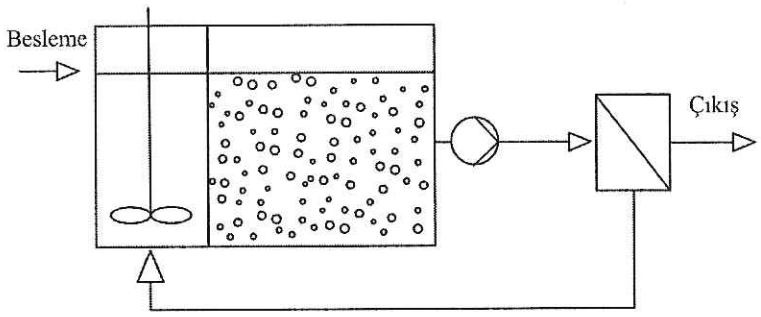


Şekil 2.12. Membranların partikül boyutlarına göre dağılım grafiği.

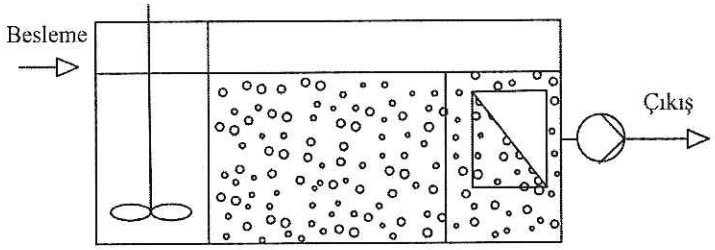
Membran materyali olarak inorganik ve organik malzemeler kullanılmaktadır. İnorganik membranlar seramik, metalik ya da cam malzemelerden üretilebilirken organik membranlar ise Selüloz Asetat, Polietilen (PE), Poliamid (PA), Polisulfon (PS), Polipropilen (PP), Polietersülfon (PES), Polivinilidin diflorür (PVDF) ve Politetrafloroetilen (PTFE) materyalden üretilebilmektedir. Polimerler ile üretilen membranlar dayanım açısından pek sağlam olmasalar bile maliyet açısından inorganik materyalden üretilmiş membranlara göre oldukça ucuzdur. Ayrıca membranlar düz tabaka, boş tüp ya da tübüler membranlar olarak üretilmektedir (Baker, 2002; Judd, 2010).

Biyolojik faaliyetin gerçekleştiği bir sistemdeki katı ile sıvı fazı birbirinden ayırmak için harici olarak ya da batık şekilde yerleştirilip kullanılmaktadır. Şekil 2.13'te gösterildiği gibi dahili membran biyoreaktörlerde herhangi bir geri devire ihtiyaç duyulmazken harici membran biyoreaktörlerde biyokütle ana reaktöre gerekli ekipman yardımıyla terfi ettirilmektedir (Judd, 2010).

Membran biyoreaktörlerin kullanımı esnasında kirlilik derişimine, membran alanına ya da işletme şartlarına bağlı olarak membranların gözeneklerinde ya da yüzeylerinde materyaller birikerek zamanla akı azalması meydana gelmektedir. Bu esnada üretim suyu miktarı oldukça düşmektedir.



a) Harici Tip



b) Dahili Tip

Şekil 2.13. Dâhili ve harici membran uygulamaları.

Akı azalmasına derişim polarizasyonu, kek tabakası oluşumu, inorganik çökme organik adsorpsiyon ya da biyolojik kirlenme gibi etmenler sebep olmaktadır. Bunun ortadan kaldırılması için membranların sürekli ya da belirli aralıklarla havalandırılması, periyodik olarak süzüntü suyu ile geri yıkama yapılması, ya da çeşitli zamanlarda kesikli filtrasyon yapılmasıyla tıkanıklık giderilebilmektedir (Judd, 2010; Mulder, 2012).

2.5.2. Mikroalgler ile atıksu arıtımı

Atıksuların besiyeri olarak kullanılmasıyla yapılan biyokütle üretim çalışmalarının büyük bir kısmında tek tip mikroalg kültürü kullanılmış ve nütriyent giderim hızları saptanmaya çalışılmıştır. Çeşitli oranlarda nütriyent giderim hızları elde edilmiş ve ayrıca oluşan biyokütlenin yağ ve protein oranları saptanmaya çalışılmıştır. Fakat bu

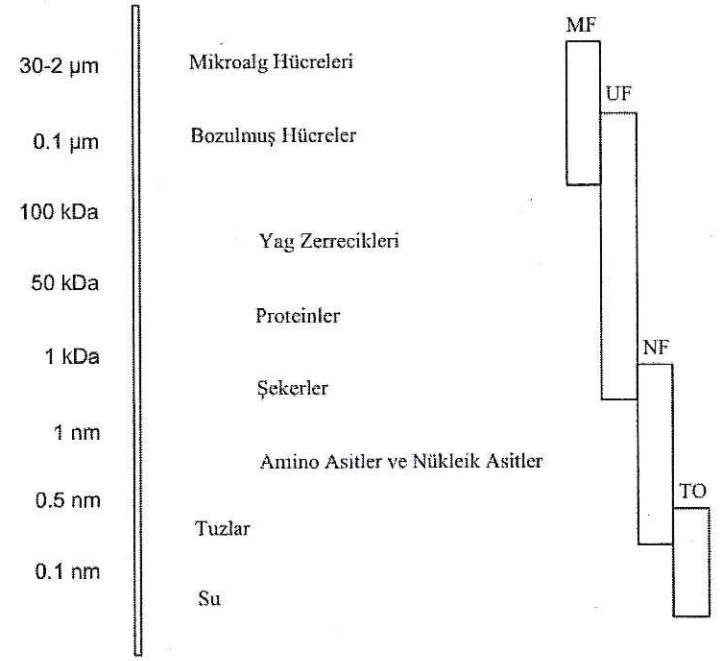
çalışmalarda mikroalglerin klasik çökelme yöntemleriyle çökelebilme potansiyellerinin oldukça düşük olduğu belirtilmiştir. Ayrıca çökelmedeki problemlerden dolayı çıkış suyu kalitesinin de düşük olduğu ve buna bağlı olarak reaktördeki biyokütle derişiminin de yükselemediği bildirilmiştir (Udaiyappan vd., 2017). Bu olumsuzlukları gidermek için katı sıvı faz ayrımında membranların kullanımı denenmiştir. Kullanılan membranların gözenek çapları mikroalglerin çapından daha küçük olduğu için reaktör içerisinden mikroalg kaçışının önüne geçilebileceği vurgulanmıştır. Şekil 2.14'te çeşitli ürünlerin yaklaşık partikül boyutları ve bunları tutabilecek membran çeşitleri gösterilmiştir (Gerardo vd., 2014).

Gözenek çapı küçük membran kullanımı sayesinde reaktördeki biyokütle derişiminin yükseleceği, bu sayede daha iyi çıkış kalitesine ulaşılacağı ve toplam alandan tasarruf edileceğinden hareketle son günlerde membran kullanılarak mikroalg üretimi ve nütriyent giderimi çalışmaları yapılmaya başlanmıştır (Bilad vd., 2014). Fakat bu çalışmaların pek çoğunda tek tip mikroalg kültürünün kullanıldığı belirlenmiştir. Bunun yanında reaktör işletimi ve sürdürülebilirlik açısından çok önemli bir parametre olan ÇY ve HBS'nin optimizasyonu üzerine oldukça az sayıda çalışmaya ulaşılabilmiştir (Luo vd., 2017).

Wright's Cryptophytes (WC) kültür ortamında hem klasik fotobiyoreaktör hem de membran fotobiyoreaktörde *Chlorella vulgaris* kültürünün gelişimi incelenmiştir. Yapılan çalışmada membran fotobiyoreaktörün biyokütle üretim veriminin klasik fotobiyoreaktörden 17 kat daha fazla olduğu belirtmiştir (Bilad vd., 2014). Ayrıca yine *Chlorella vulgaris* kültivasyonunun yapıldığı başka bir çalışmada membran fotobiyoreaktörün mikroalg yetiştiriciliğine ve hasadına ciddi fayda sağladığı vurgulanmıştır (Discart vd., 2014).

Sentetik arıtılmış atıksuda PVDF materyalden üretilmiş, 0,1 µm gözenek çapına sahip HF membranlar kullanılarak arıtım çalışması yapılmıştır. HBS 1 gün ve ÇY 18 gün olarak çalışılan sistem, sürekli beslemeli olarak 48 gün boyunca çalıştırılmıştır. Baskın mikroalg kültürünün *Botryococcus braunii* (*Botryococcus braunii, Chlorella vulgaris, Spirulina platensis*) olarak tespit edildiği çalışmada giriş değerleri TN'de 7,5 mg/L, TP'de 0,15 mg/L ve arıtma çıkış değerleri ise TN'de 0,62 mg/L, TP'de 0,08 mg/L olarak belirtilmiştir. Toplam giderim olarak incelenirse TN'de 6,88 mg/L, TP'de ise 0,07 mg/L giderim yapılmıştır. Reaktördeki AKM derişiminin 923

mg/L'ye ulaştığı ve hacimsel mikroalg üretim hızının ise 0,0483 gr/L-gün olduğu bildirilmiş ve TN'de 6,9 gr/L-gün, TP'de 0,071 gr/L-gün giderim hızları bildirilmiştir (Honda vd., 2012).



Şekil 2.14. Materyal boyutları ve membran proseslerinin şematik gösterimi.

Sentetik arıtılmış atıksuda *C. Vulgaris* kültürü ile yapılan farklı bir çalışmada, 0,25–1 gün arasında HBS 5–10 olarak değiştirilen ÇY'de denemeler yapmıştır. Reaktördeki AKM derişimlerinin 690 mg/L ile 1473 mg/L arasında, hacimsel mikroalg üretim hızlarının ise 0,0724–0,1317 gr/L-gün arasında değiştiğini bildirilmiştir. 10 günlük ÇY ve 24 saatlik HBS'de en iyi verimin elde edildiği (Giriş TN:9,51 mg/L ve TP:1,81 mg/L, Çıkış TN: 0,447 mg/L ve TP: 0,092 mg/L) bildirmişlerdir. Bu şartlara göre gerçek atıksu arıtma tesisi çıkış suyunda deneme yapılmış ve reaktör AKM derişimini 1289 mg/L, hacimsel mikroalgal üretim hızını ise 98,2 mg/L-gün olarak tespit etmişlerdir (Xu vd., 2015).

Farklı bir araştırmada ise *Chlorella vulgaris* kültürü ile hem klasik hem de PVDF HF (0,45 µm) membran kullanılarak gerçek arıtılmış atıksuyun ileri arıtımı yapılmıştır. Çamur atımının yapılmadığı ve HBS'nin ise 2,5 gün olarak belirlendiği çalışmada giriş TN derişimi 19,1 mg/L ve TP derişimi ise 1,2 mg/L olarak belirtilmiştir. Klasik kültivasyon sisteminde hacimsel mikroalg üretim hızı 10,36 gr/L-gün iken membran

kullanılan sistemde ise 39,93 mg/L-gün olarak bulunmuştur. Ayrıca giderim hızları TN'de 0,59 mg/L-gün ve TP'de ise 0,08 mg/L-gün olarak bulunmuşken membran kullanılan sistemde ise TN'de 4,13 mg/L-gün ve TP de ise 0,43 mg/L-gün bulunduğu bildirilmiştir (Gao vd., 2014). Yine *Chlorella vulgaris* kültürü ile yapılan başka bir çalışmada HF (PVDF 0,1 μm) membran kullanılarak sentetik arıtılmış atıksuda ileri arıtım çalışması yapılmıştır. Hem askıda kültür sistemi hem de biyofilm sisteminin ayrı ayrı denendiği çalışmada hiç çamur atımının yapılmadığı fakat 2 günlük HBS'nin uygulandığı belirtilmiştir. Askıda büyüme sistemde 948 mg/L AKM derişimine ulaşıldığı ve 0,052 gr/L-gün hacimsel mikroalg üretim hızının tespit edildiği bildirilmiştir. Ayrıca toplam inorganik N giderim hızı olarak 6,19 gr/L-gün, PO_4-P giderimi hızı ise 0,35 gr/L-gün olarak bildirilmiştir (Gao vd., 2015).

Ayrıca farklı bir araştırmada ise aquakültür atıksuyunda yine *Chlorella vulgaris* ve Scenedesmus *obliquus* kültürleri ile PVDF materyalden üretilmiş 0,1 μm gözenek çaplı HF membranlar ile arıtım çalışması yapılmıştır. 1 günlük HBS'ye karşın hiç çamur atımının yapılmadığı sistemde en iyi verim *Chlorella vulgaris* kültüründe elde edildiği ve reaktördeki AKM derişiminin 1000 mg/L civarında olduğu ve hacimsel mikroalg üretim hızının 0,0426 gr/L-gün değerinde olduğu belirtilmiştir. TN giderim hızının 1,389 gr/L-gün, TP giderim hızında ise 0,087 gr/L-gün değerine ulaşıldığı ve ortalama giderim verimlerinin TN'de %86,1 ve TP'de ise 82,7 olduğu bildirilmiştir (Gao vd., 2016).

Farklı bir çalışmada ise yine en yaygın kültür olarak kullanılan *Chlorella vulgaris* kültüründe 25 μm gözenek çaplı PVDF membranlar (nano TiO_2 ile modifiye edilmiş) kullanılarak sentetik atıksu arıtımı yapılmıştır. 4 L'lik reaktörün kullanıldığı sistemde 12 saatlik HBS'de ve 25 günlük ÇY'de çalışılmış ve giriş NO_3-N derişimi 4,0–11,0 mg/L arasında değişirken PO_4-P derişimi ise 3,5–8,6 mg/L arasında değiştiğini belirtmiştir. Membran konfigürasyonun üstünlüğünün de vurgulandığı sistemde %34 NO_3-N ve %78 PO_4-P giderimi olduğu bildirilmiştir (Hu vd., 2015). Yine *Chlorella vulgaris* kültürü kullanılarak farklı bir araştırmacı grup sentetik evsel atıksu arıtımını yapmışlardır. 4 sheets (PE) membranların kullanıldığı sistemde 2 günlük ÇY ve 5 günlük HBS çalışılmıştır. 590 mg/L AKM derişiminin yakalandığı sistemde hacimsel mikroalg üretim hızı 0,006 gr/L-gün olarak tespit edilmiştir. Giriş TN: 7,48–22,1

mg/L ve TP:1,69–2,17 mg/L olarak verilmişken çıkış TN:0,5–13 mg/L ve TP:0,18–1,08 mg/L arasında değiştiği bildirilmiştir (Marbelia vd., 2014).

Ozmotik membran fotobiyoreaktörde *Chlorella vulgaris* kültürü ile sentetik son çöktürme çıkış suyunun ileri arıtımının yapıldığı farklı bir araştırmada hiç çamur atımının yapılmadığı fakat HBS'nin 2-4 gün olarak değiştirildiği sistemde 5000 mg/L AKM derişimine ulaşıldığı bildirilmiştir. NH_4-N, NO_3-N ve PO_4-P da giderim hızları sırasıyla 3,41 mg/L-gün, 0,20 mg/L-gün ve 0,8 mg/L-gün olarak bulunmuş ve belirtilen sırada %95, %53 ve %89 arıtma verimlerinin elde edildiği bildirilmiştir. Bunun yanı sıra elde edilen biyokütlede ise %23,2 oranında yağ, %6,49 oranında protein ve %50,6 oranında karbonhidrat olduğu bildirilmiştir (Praveen ve Loh, 2016).

Hem yapay hem de gerçek atıksu arıtma tesisi çıkış suyunda HDPE HF membranlar ile (0,4 µm) *Chlorella sp.* ve *Chlorella vulgaris* kültürleri ile sürekli beslemeli sistemde arıtım çalışması yapılmıştır. Çamur atımının yapılmadığı çalışmada HBS ise 2 gün olarak belirtilmiş ve giriş derişimleri ise TN:18,8 mg/L ve TP:1,01 mg/L olarak bildirilmiştir. Gerçek atıksu beslemesi yapılan sistemde *Chlorella* sp. kültüründe reaktör derişimi 600-700 mg/L, *Chlorella vulgaris* kültüründe ise 200-250 mg/L'ye ulaştığı bildirilmiştir. Çıkış TN 6,3 mg/L ve TP 0,044 mg/L olarak bulunun çalışmada hacimsel mikroalg üretim hızı 0,055 gr/L-gün, TN giderim hızı 6,25 mg/L-gün ve TP giderim hızı ise 0,48 mg/L-gün olarak bulunduğu belirtilmiştir (Boonchai ve Seo, 2015).

Gerçek evsel arıtma tesisi atıksularını standart membran biyoreaktörde arıttıktan sonra *Chlorella* sp., *Chlorella vulgaris, Scenedesmus quadricauda ve Scenedesmus dimorphus kültürleri* giderim yapılan membran fotobiyoreaktörde (0.45 µm PES) hiç çamur atımı yapılmayan çalışılmıştır. HBS 1,6 gün olarak belirtilmiş ve 23 gün boyunca sistemin çalıştırıldığı bildirilmiştir. NH_4, NO_2, NO_3 ve PO_4 giderimleri sırasıyla, %50, %75, %35 ve %60 olarak bulunduğu belirtilmiştir (Singh ve Thomas, 2012).

PVDF materyalden imal edilmiş 0,2 µm membranlar kullanılarak yapılan başka bir çalışmada mikroalg kültürü olarak *Scenedesmus* sp. kullanılmış ve nütriyent takviyesi yapılmış arıtılmış endüstriyel atıksu kullanılmıştır. Metal giderim verimlerinin de çalışıldığı sistemde çamur atımı yapılmamış ve sistem 11-22 saatlik

HBS'de 16 gün sürekli çalıştırılmıştır. Maksimum AKM derişiminin 220 mg/L olduğu reaktörde girişte NO_3 derişimi 8,97 mg/L ve P derişimi ise 1,0 mg/L, çıkışta ise NO_3 derişimi 5,2 mg/L ve PO_4-P derişimi ise 0,04 mg/L olarak belirtilmiştir. Nütriyent giderim hızları ise 1,50 gr/L-gün ve 0,17 gr/L-gün olarak bildirilmiştir (Zhen-Feng vd., 2011).

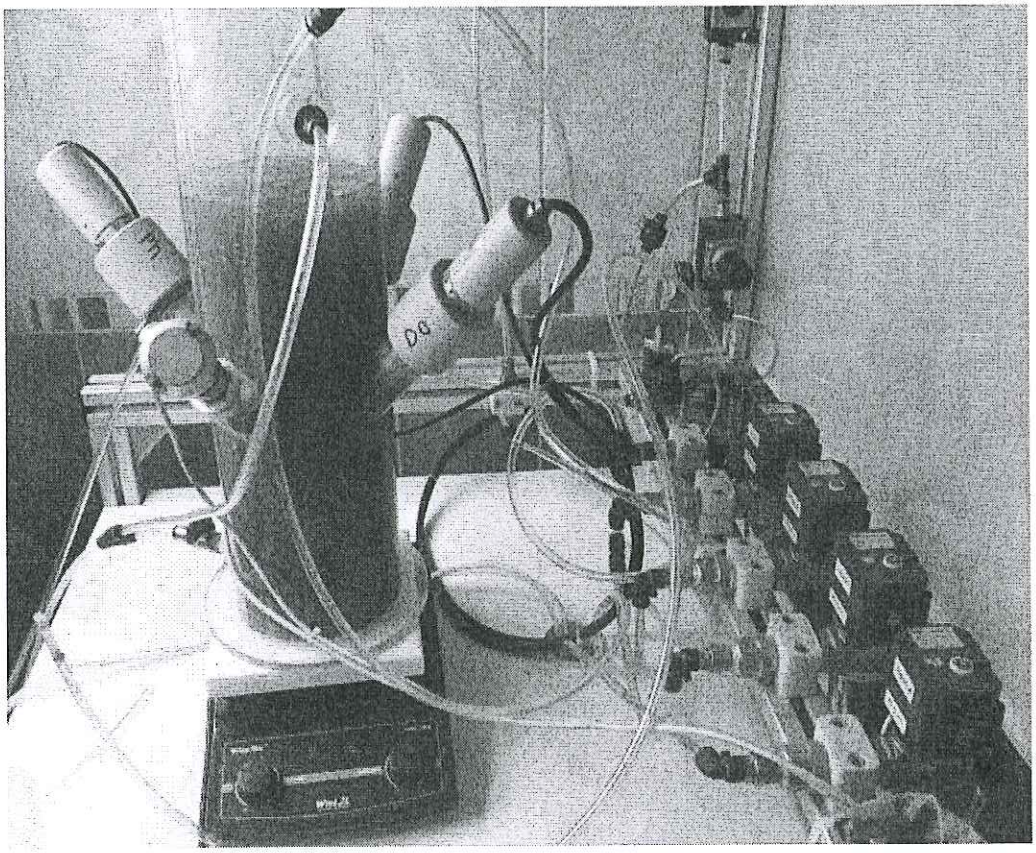
0,1µm olan HF (PVDF) membranlar ile *Chlorella emersonii* kültürü ile sentetik atıksuda arıtım çalışması yapılmıştır. 24 saatlik HBS 180 günlük ÇY'de çalışılmış ve reaktördeki AKM derişiminin maksimum 4840 mg/L'ye ulaştığı ve hacimsel mikroalg üretim hızının ise 0,0325 gr/L-gün olduğu tespit edilmiştir. Çalışmada PO_4-P gideriminde %66 verime ulaşıldığı kaydedilmiştir (Xu vd., 2014).

3,4 günlük HBS'de hiç çamur atımı yapılmadan ham evsel atıksuda *C. vulgaris* kültürü ile başka bir araştırma yapılmıştır. 0,2 µm (PES) gözenek çapında membran kullanılarak yapılan arıtımda 2,53 gr/L-gün oranında hacimsel mikroalg üretim hızına ulaşılmıştır. TN, NH_4-N, NO_3-N, TP ve PO_4-P parametrelerinde sırasıyla %96,38, %99,80, %97,62, %92,75 ve %90,84 arıtma verimi elde edildiği bildirilmiştir (Choi, 2015).

3. MATERYAL ve METOT

3.1. Reaktör Sistemi

Aksaray Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölüm imkânları ile daha önce tasarımı ve imalatı yapılmış bilgisayar kontrollü batık membran biyoreaktör kapalı bir odaya kurulup ışıklı ortam sağlanarak kullanılmıştır. Reaktör sistemin haznesi 7,1 cm x 49 cm (yarıçap x yükseklik) ebatlarında, hacmi 7,76 L, etkin hacmi 6,50 L'ye kadar çıkabilen pleksiglas malzemeden yapılmıştır ve reaktörün çalışırken görünümü Şekil 3.1'de sunulmuştur.

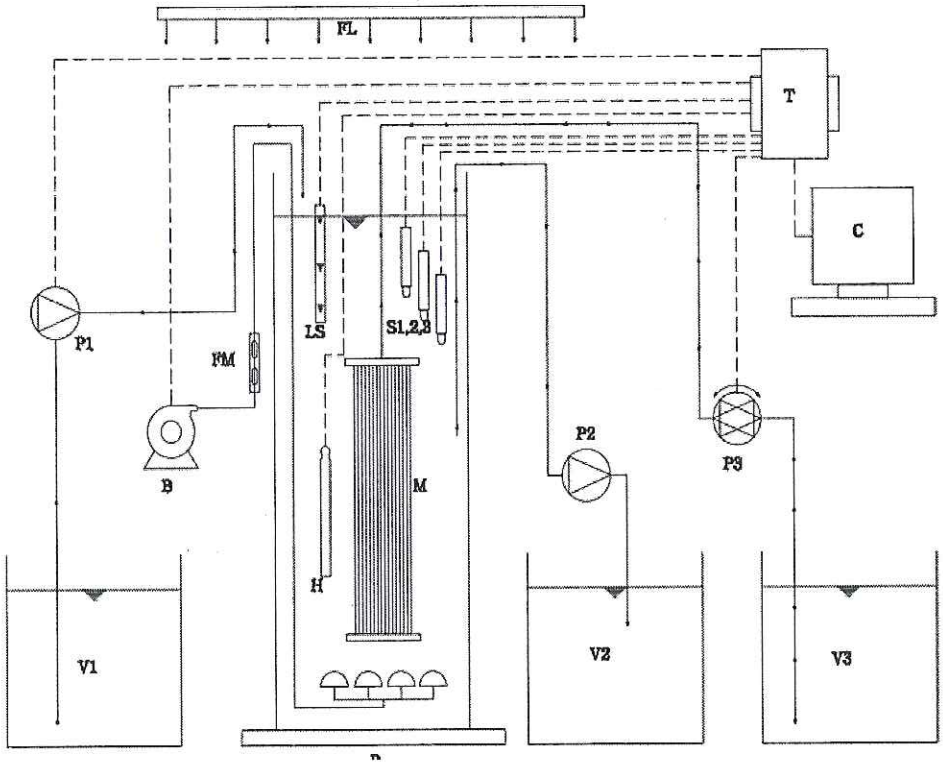


Şekil 3.1. Rektörün çalışırken görünümü.

Sistemde sürekli izlenen ve kontrol edilen parametreler: pH, çözünmüş oksijen (ÇO) ve redoks (ORP) parametreleridir. Bu parametreler sistemde istenilen aralıklarda kayıt yapabilmekte (1 s, 1 dk, 5 dk ve 30 dk) ve excell ortamında bilgisayara kaydedilebilmektedir.

Ana reaktörde bulunan basınç transmitterinden alınan veriye göre gelen seviye bilgisi doğrultusunda istenilen set değerine göre atık su basan hız kontrollü peristaltik pompa kumanda edilerek ana reaktöre seviye kontrollü besleme yapılmaktadır. Sistemden arıtılmış su alımı ise reaktördeki membrana bağlı peristaltik vakum pompası yardımıyla set edilen Hz'lerde, Bölüm 3.5'te tanımlanan debiler çekilmektedir. Zaman ayarlı olarak vakum ve geri yıkama da yapılabilmektedir. Ayrıca basınca göre çalışılmak istenildiğinde ters basınç set değeri girilip o değere geldiğinde yine arıtılmış su ile geri yıkama yaptırılarak membran gözeneklerinin tıkanıklığı açılabilmektedir.

Sisteme belli aralık ve sürede hava basılarak membran temizlenebilmektedir. Batık membrandan geçen su boşaltma tankına aktarılmadan önce emiş hattaki basınç değeri de yine ölçülerek kaydedilmektedir. Sistemin şematik diyagramı Şekil 3.2'de sunulmuştur.



Şekil 3.2. mbMfBR'nin şematik gösterimi.

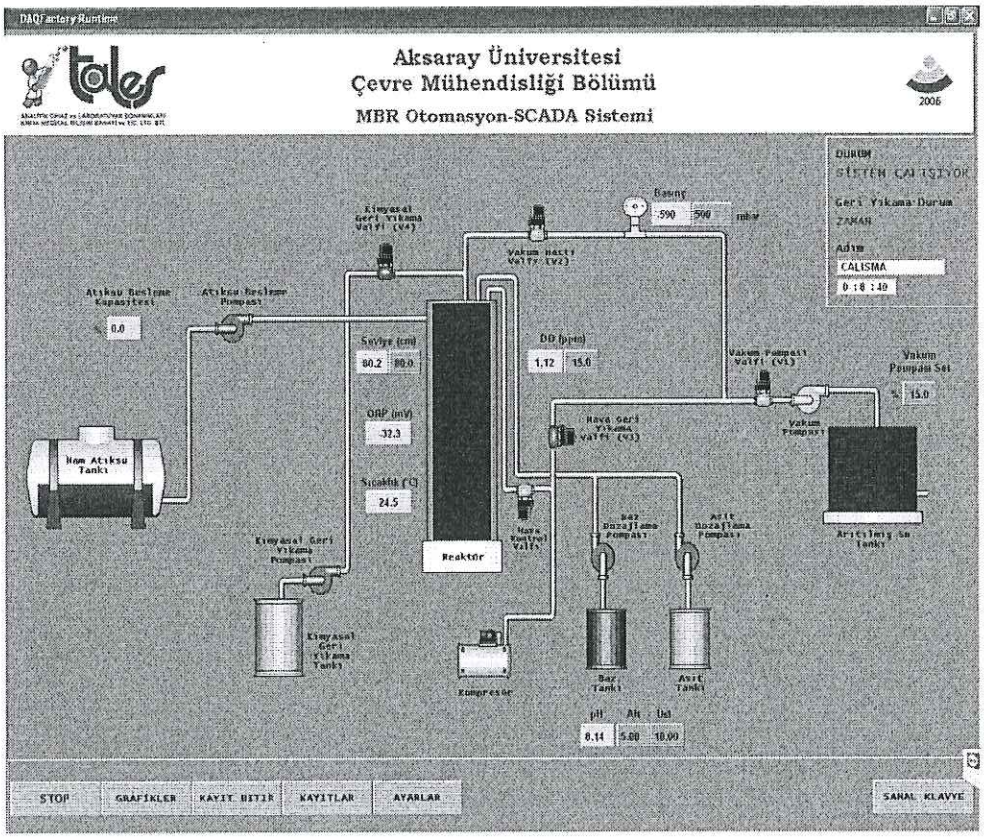
V1: Besleme Tankı , V2: Fazla Çamur Tankı, V3: Arıtılmış Su Tankı, P1, P2: Pompa, P3: Peristaltik Pompa, B: Blower, FL: Flouresan Lamba, S1,2,3: pH, ORP ve DO sensörü, FM: Debimetre (hava), LS: Seviye Sensörü, T: Transmitter (PLC), C: Bilgisayar

Çözünmüş oksijen parametresinin alt-üst limit değerlerine göre sisteme kompresör yardımı ile hava basılmaktadır.

Online ölçülüp kaydedilen pH değeri, belirlenen limit değerlerine göre iki adet dozaj pompası ile H_2SO_4 ya da NaOH yardımıyla ayarlanmamıştır.

Çalışmalarda reaktör sıcaklığı kalem tip ısıtıcı ile sağlanmıştır.

5,7 inç renkli dokunmatik ekrana sahip bilgisayar vasıtasıyla sistemin çalışıp çalışmadığı, hangi geri yıkama modunda olduğu ve ne kadar süre kaldığı, hangi valfin açık/kapalı olduğu ve hangi pompanın kaç Hz de çalıştığı anlık olarak izlenmekte ve kontrol edilmektedir. Şekil 3.3'te anlık bir scada görüntüsü mevcuttur.



Şekil 3.3. Anlık bir scada görüntüsü.

Reaktörde ölçülen tüm parametrelerin değerleri ve girilebilen set değerleri PLC'de ve anlık izleme kayıt yazılımında görülebilmektedir. Set değerleri ve adım zaman değerleri bu dokunmatik ekrandan ve yazılımdan manuel olarak değiştirilebilmektedir. Yazılımda tüm ölçülen değerler nümerik, anlık grafik, bar

grafik ve Çizelge formatlarında izlenebilmekte ve aynı anda ölçüm değerleri arka planda kaydedilmektedir.

Reaktör sistemi gün ışığının tamamen engellendiği 10 m^2'lik bir odaya kurulmuştur. Floresan lambalar ile 6000'lux ışık şiddeti olacak şekilde ortamın ışığı ayarlanmış ve lüksmetre ile kontrolü yapılmıştır. Lambalara bağlı zaman ayarlayıcı vasıtasıyla istenilen zaman girilerek aydınlık/karanlık zamanı otomatik olarak ayarlanabilmektedir.

3.2. Kullanılan Membran Özellikleri

Reaktördeki katı-sıvı ayrımını yapan membran, İstanbul Teknik Üniversitesi Ulusal Membran Teknolojileri Araştırma Merkezi (MEM-TEK)'den tedarik edilmiştir. Alınan membran HF tip, 75 cm uzunluğunda ve 0,45 mikron gözenek çapına sahiptir. Saçak halinde alınan membran 5,5 L/gün emme kapasitesini karşılayacak nitelikte 20-22 L/m^2-saat akıya sahiptir. Bu membranlardan emiş yapabilmek için uygun bir modül yapılmıştır. Modül hesaplanma yöntemi basitçe Çizelge 3.1'de verilmiştir.

Çizelge 3.1. Bir çalışma modülü için ihtiyaç duyulan membranın hesaplanması.

Tanım	Miktar	Birim	Açıklama
Membran emme kapasitesi, Q_S	20	L/m^2-saat	Üretici firma bilgisi
HF membranın bir tanesinin yarıçapı, r	0,001	m	Üretici firma bilgisi
Çalışma debisi, Q	0,417	L/saat	10 L/gün kabul edilmiştir.
İhtiyaç duyulan membran alanı, A	0,020833	m^2	A=QS/Q
Membranın çevresi, Ç	0,006283	m	Ç=2πr
İhtiyaç duyulan membran boyu, L	3,16	m	L=A/Ç

*Çalışma debisinin yaklaşık iki katı olan değer işletme emniyeti için kabul edilmiştir.

3.3. Reaktörün Aşılanması ve Beslenmesi

Aşı olarak Kayseri Organize Sanayi Bölgesi Evsel ve Endüstriyel Atıksu Arıtma tesisinin son çöktürme havuzlarının betonarme çıkış savaklarında oluşan algler toplanmış, süzülmüş ve laboratuvarda 2 saat süreyle karıştırılarak homojen hale gelmesi sağlanmıştır. Ardından reaktöre boşaltılmıştır.

Başlangıç aşamasında kesikli beslemeli olarak alg derişiminin artışı sağlanmış, istenen miktara erişildiğinde sürekli olarak gerçek atıksu ile beslenmeye başlanmıştır. Besleme suyu olarak evsel atıksuların ikincil arıtım (sadece karbon giderimin yapıldığı) çıkış suyunun değerleri referans alınarak sentetik atıksu

hazırlanmıştır (Metcalf ve Eddy, 2014). Metcalf'de belirtilen değerler aralığında ($C_6H_{12}O_6.H_2O$), (KH_2PO_4) ve NH_4Cl musluk suyunda çözülerek hazırlanan sentetik atıksuyun değerleri Çizelge 3.2'de verilmiştir.

Çizelge 3.2. Sentetik arıtılmış atıksu derişimleri.

Parametre	Değer
KOİ (mg/L)	32,89 (±2,3)
TN (mg/L)	18,35 (±0,30)
NH_4-N (mg/L)	18,01 (±0,38)
NO_2-N	<0,001
NO_3-N	1,32 (±0,005)
PO_4-P (mg/L)	8,81 (±0,17)
Florür	0,87(±0,007)
Klorür	50,42 (±0,154)
Bromür	0,018
Sülfat	8,05 (±0,05)
pH	7,20 (±0,20)
İletkenlik mS/cm	120 (±50)

3.4. Çalışılan Çamur Yaşları ve Hidrolik Bekleme Süreleri

Çalışmanın amacı biyokütle üretimi ve nütriyent giderimini optimize edecek ÇY ve HBS'nin tespit edilmesi olduğundan öncelikli olarak HBS sabit tutulup, deşarj standartlarını sağlayacak şekilde maksimum biyokütle oluşum hızını ve dolayısıyla nütriyent giderim hızını sağlayacak ÇY çalışılmıştır. Öncelikli olarak 24 saatlik HBS'de farklı ÇY ile çalışmalar yapılmıştır.

Her bir parametre değişiminde kararlı şartların oluşması beklemiş, daha sonrasında diğer çalışmaya geçilmiştir. Reaktörde kararlı şartlar belirlenirken nütriyent giderimi doğrudan oluşan biyokütle derişimine bağlı olduğundan reaktörde ölçülen X (AKM) derişiminin kararlı olması beklenmiştir. Kararlı şartlar en son X ölçümünden sonra, son ölçüm dâhil son üç derişimin standart sapması, ortalamanın ±5'i içerisinde kalması olarak kabul edilmiştir.

ÇY hesabı aşağıda verilen formüllere uygun şekilde yapılıp belirlenen miktarda çamur (Q_W) sistemde mevcut peristaltik pompa ile reaktör haznesinden günlük 24 saate yayılarak atılmıştır.

ÇY aşağıdaki genel formülle hesaplanabilir.

$$\theta_C = \frac{V.X}{Q_W.X + (Q - Q_W).X_E} \quad (3.1)$$

Reaktör çıkış suyu membrandan alındığı için çıkış suyunda biyokütle kaçışı olmadığından, X_E =0 kabul edilir ve denklem aşağıdaki gibi sadeleştirilebilir.

$$\theta_C = \frac{V.X}{Q_W.X} \tag{3.2}$$

$$\theta_W = \frac{V}{Q_C} \tag{3.3}$$

Q_C: ÇY, gün

V: Reaktör etkin hacmi, L (5,5 L)

Q: Atıksu besleme debisi, L/gün

Q_W: Atılması gereken çamur debisi, L/gün

X: Reaktör biyokütle derişimi, mg AKM/L,

X_E: Reaktör çıkış biyokütle derişimi, mg AKM/L

Belirlenen HBS değerini verecek şekilde membranlardan çekilen debi, Q_M ise aşağıdaki gibi hesaplanmıştır. Genel olarak HBS aşağıdaki formülle hesaplanabilir.

$$\theta_H = \frac{V}{Q} \tag{3.4}$$

Membran reaktör işletiminde ise reaktörden atıksu çıkışı iki farklı yolla olduğundan aşağıdaki formül geçerli olmaktadır

$$\theta_H = \frac{V}{Q_W + Q_M} \tag{3.5}$$

Formül sadeleştirildiğinde belli HBS süresinde membrandan çekilecek debi aşağıdaki gibidir.

$$Q_W + Q_M = \frac{V}{\theta_H} \tag{3.6}$$

$$Q_M = \frac{V}{\theta_H} - Q_W \tag{3.7}$$

$$Q_M = Q - Q_W \tag{3.8}$$

Q_M: membran debisi, L/gün,

Q_H: Hidrolik bekleme süresi, gün.

Çalışmalar neticesinde TN ve PO_4-P giderim hızları aşağıdaki denkleme göre hesaplanmıştır.

$$\text{Giderim Hızı}(\text{mg/L} - \text{gün}) = \frac{(C_G - C_Ç).Q}{V} \quad (3.9)$$

C_g: Giriş Derişimi (mg/L),

$C_ç$: Çıkış Derişimi (mg/L),

Hacimsel mikroalg üretim verimi ise aşağıdaki denkleme göre hesaplanmıştır.

$$\text{Hacimsel mikroalg verimi } (\text{g/L} - \text{gün}) = \frac{Q_W.X}{V} \quad (3.10)$$

Q_w: Atılan Çamur Debisi (L/gün),

X: Atılan Çamur/Reaktör AKM derişimi (mg/L),

3.5. Reaktörün İşletimi

Sürekli beslemeli çalışılan sistemde reaktör işletim parametreleri Çizelge 3.3'de sunulmuştur. Çalışmada ilk önce 24 saatlik HBS süresi sabit tutularak 3, 6, 12 ve 24 günlük ÇY'ler çalışılmıştır. Hacimsel mikroalg ürerim verimi, klorofil-a derişimi ve nütriyent giderim hızları dikkate alınarak optimum ÇY belirlenmiş ve ardından ÇY sabit tutularak 3 ayrı HBS çalışılarak optimum HBS de belirlenmiştir. Tüm bu sonuçların ardından Kayseri OSB atıksu arıtma tesisi çıkış suları ile reaktör beslenerek biyokütle üremesi beklenmiş, istenilen derişimlere ulaşabilmek için daha yüksek ÇY'ler de çalışılmıştır. Son olarak Kaski AAT çıkış suları ile deneme yapılmış ve sonuçlar literatür değerleri ile kıyaslanmıştır.

Her çalışmadan önce reaktör temizlenmiş ve yeni toplanan mikroalgler ile aşılanmıştır. Vakum/geri yıkama pompası bahsi geçen çalışmada belirtilen günlük debiyi çekebilecek şekilde çalışma-dinlenme/geri yıkama-dinlenme periyodu ayarlanmış ve her gün debi kontrolü yapılmıştır. Pompa ya da membran modülünden kaynaklı bir sorun olduğunda çekilen debi de azalma ya da artma olabildiği durumda derhal müdahale edilerek geri yıkama gözenek tıkanabileceği için yeni membran modülü takılmıştır. Aynı şekilde bahsi geçen çalışmada atılması gereken fazla çamur miktarı ne ise bu miktar 24 saate yayılarak vakum-dinlenme periyoduna uygun

saniyeler ayarlanarak yapılmış ve atılan çamurların hacimleri her gün ölçülmüştür. Besleme seviye sensörüne bağlı olduğu için bu işlem rutin olarak devam etmiştir.

Reaktör sıcaklığı 23(±2) ^{0}C civarında tutulmaya çalışılmıştır. Çalışmalar sırasında pH düşüşünü önlemek için NaOH çözeltisi ile reaktör pH'ı 7-8 civarına getirilmiştir. 12 saat aydınlık, 12 saat karanlık olacak şekilde yaklaşık 6000 lüx ışık şiddeti korunmuştur.

Çizelge 3.3. Reaktör işletme parametreleri ve işletim şartları.

Besleme	Safha	İşletme periyodu (gün)	HBS (sa)	ÇY (gün)	Q_G (L/gün)	$Q_Ç$ (L/gün)	Q_w (L/gün)	Reaktör pH	Başlangıç AKM (mg/L)	Başlangıç Klorofil-a (mg/L)
Sentetik Atıksu	Ç-1	1-14	24	2	5,5	2,75	2,75	6,9-7,2	796	10,1
	Ç-2	15-51	24	3	5,5	3,67	1,83	6,8-7,3	156	2,44
	Ç-3	52-85	24	6	5,5	4,58	0,92	6,6-7,2	352	5,2
	Ç-4	86-158	24	12	5,5	5,04	0,46	6,3-7,9	168	1,29
	Ç-5	159-258	24	24	5,5	5,27	0,23	6,3-8,2	256	1,91
	Ç-6	1-32	48	3	2,75	0,92	1,83	6,6-7,2	64	1,31
	Ç-7	33-60	60	3	2,2	0,37	1,83	6,5-7,3	140	1,35
	Ç-8	61-94	72	3	1,83	0,00	1,83	6,6-7,2	130	1,64
Kayseri OSB AAT	Ç-9	1-10	24	3	2,7	0,92	1,83	7,2-7,5	976	7,09
	Ç-10	11-44	24	6	5,5	4,58	0,92	7,1-6,9	208	2,29
	Ç-11	45-118	24	24	5,5	5,27	0,23	7,5-7,7	360	2,55
	Ç-12	119-266	24	48	5,5	5,38	0,12	7,1-8,1	130	0,31
KASKİ AAT	Ç-13	1-35	24	3	5,5	3,67	1,83	7,1-8,8	20	1,73

Ç: Çalışma Safhası
Q_G-$Q_Ç$: Giriş-Çıkış Debisi,
Q_w: Atılan Çamur Debisi,

3.6. Analitik Metotlar

AKM analizleri SM 2540 D'ye göre yapılmıştır. 0,45 mikron filtre kâğıdı (Merck Millipore AP40) sabit tartıma getirildikten sonra 10-25 mL arasındaki numuneler vakum pompası yardımıyla süzülmüş ardından 103-105 ^{0}C'de ısıya sahip etüvde 1 saat kurutulmuştur. 1 saat sonunda çıkarılan filtre kâğıtları desikatörde bekletildikten sonra sabit tartıma alınmıştır. Son tartım ile ilk tartım arasındaki farkın numune hacmine bölünmesi ise AKM miktarı elde edilmiştir. Uçucu askıda katı madde (UAKM) analizleri SM 2540 E'ye göre AKM analizi sonucunda kalan filtre kâğıdının 550 ^{0}C ısıya sahip fırında yakılması sonucu iki tartım arasındaki farkın alınması ile hesaplanmıştır (Apha, 2012).

Kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) SM 5220D'ye göre, PO_4-P analizleri SM 4500-P. D'ye göre yapılmıştır (Apha, 2012). TN analizleri Hach-Lange LCK138 test kiti ile, NH_4 analizleri ise Merck 1.00683.0001 kodlu test kiti (Merck, USA.) ile DR2800 (Hach-lange, U.S.) spektrofotometrede ölçülmüştür.

Yağ analizleri (Bligh ve Dyer, 1959)'e göre modifiye edilerek yapılmıştır. Bu metodu kullanmadan önce çalışması biten mikroalg kültürü öncelikle sadece gün ışında kurutup saklanmıştır. Analiz için 0,2 gr kuru madde alınmış ve üzerine kloroform/methanol (2/1 V/V) 4 ml olacak şekilde ilave edilmiştir. Karıştırma işleminden sonra 103±2^{0}C'de etüvde 2 saat bekletilmiştir. Ardından santrifüjlenmiş ve üst faz suyu darası alınmış bir kaba aktarılmıştır. Ardından 103±2 ^{0}C'de 2 saat bekletip kloroform/metanol karışımı uçurulmuş ve tartım işlemine geçilmiştir. Hesaplama aşağıdaki denkleme göre yapılmıştır (Ra vd., 2015; Zhu vd., 2002).

$$\%L=\frac{M_S-M_i}{M_B} \tag{3.11}$$

%L: Yağ oranı, %,

M_S: Son Tartım, gr,

M_i: İlk Tartım, gr,

M_B: Kuru Biyokütle ağırlığı, gr.

Klorofil-a analizi (Becker, 1994)'e göre yapılmıştır. Fotobiyoreaktörden alınan 10 ml'lik numune santrifüj cihazında 3000 rpm 'de 3 dakika santrifüj edilip üst faz suyu atılmıştır (Centrifuge 800D, Japonya). Üzerine 5 ml %90'lık metonol ilave edilip karıştırılmış ve 65 ^{o}C'lik su banyosunda 5 dk bekletilmiştir. Ardından tekrar santrifüj cihazına konulmuş ve katı sıvı ayrımı yapılmıştır. Üst faz suyu DR2800 (Hach-lange, U.S.) spektrofotometre ile sadece metanol çözeltisine karşın 665 ve 650 nm'lerde okunmuş ve aşağıda verilen denkleme göre hesaplanmıştır (Becker, 1994).

$$Ch.a=(16{,}5.A_{665})-(16{,}5.A_{650}) \tag{3.12}$$

Ch.a: Klorofil-a derişimi, mg/L,

$A_{665,650}$: 665 ve 650 nm de okunan değerler.

Gün ışığında kurutulan algal biyokütlede protein analizi TÜBİTAK Marmara Araştırma Merkezi Gıda Enstitüsü'ne yaptırılmıştır. Kjeldahl metoduna göre yapılmış olan bu deneyde belirli miktar numunedeki N miktarı bulunduktan sonra örneklerin protein içeriği, 6,25 dönüşüm faktörü ile çarpılarak elde edilmiştir (Gouveia vd., 2016).

Karışık kültürlerdeki baskın türler Trinoküler mikroskop (Leica DFC 425 C, Almanya) kullanılarak belirlenmiştir.

4. BULGULAR ve TARTIŞMA

4.1. Sentetik Atıksu ile Optimum ÇY ve HBS'nin Bulunması

Çalışmada literatür kısmında verilen bir çok çalışmanın gözden geçirilmesi ile ÇY denemelerinde öncelikle HBS 24 saat olarak sabit tutularak optimum ÇY belirlenmiştir. Ardından optimum ÇY sabit tutularak 48, 60 ve 72 saatlik HBS'ler çalışılmıştır.

4.1.1. Sentetik atıksu ile optimum ÇY'nin bulunması

4.1.1.1. ÇY 2 gün denemesi

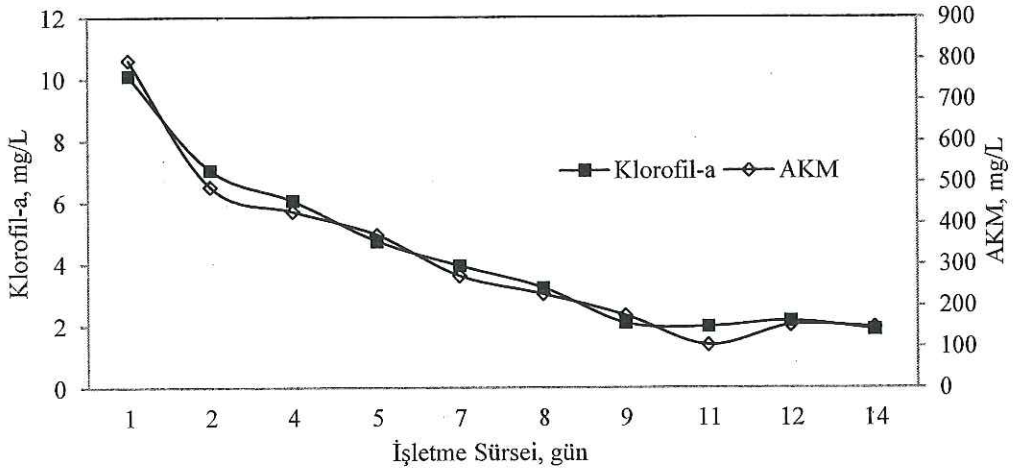
Başlangıç AKM derişimi 796 mg/L ve klorofil-a derişimi ise 10,10 mg/L olan reaktör 14 gün boyunca kesintisiz olarak çalıştırılmıştır. Reaktörden elde edilen sonuçlar Çizelge 4.1 ve Şekil 4.1'de sunulmuştur.

Çizelge 4.1. ÇY 2 gün, HBS 24 saatlik çalışmada elde edilen veriler.

Günler	Reaktör Biyokütle, mg/L		TN, mg/L		NH_4-N, mg/L		PO_4-P, mg/L	
	AKM	Klorofil-a	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış
1	796	10,10	18,15		18,3		8,98	
2	488	7,06			17,63			
4	428	6,07						
5	372	4,75	18,5	13,30	18,10	0,56	8,98	7.58
7	272	3,96						
8	228	3,24	18,15		18,30		8,67	
9	176	2,10						
11	104	1,98	18,42	13,70	17,6	1,58	8,78	7,86
12	152	2,17						
14	148	1,89	18,5	16,10	18,10	4,25	8,78	8,1

Şekil 4.1'e göre AKM ve klorofil-a derişimlerinde ciddi düşüş gözlemlenmiştir. Bu durum üreyen biyokütle miktarının atılan miktardan daha az olduğunun göstergesidir. 2 günlük ÇY'de reaktörde alg türlerinin önemli bir kısmı çoğalamadan atılmış, bu yüzden biyokütle derişimi reaktörde azalmıştır. Fakat çalışmanın son günlerinde AKM ve klorofil-a derişimlerindeki düşüşün yavaşladığı gözlemlenmektedir. Bu düşüş azalmasındaki diğer nedenler arasında mikroalglerin reaktör içerisindeki ışıtıma çubuğu, havalandırma taşları ve borusu ve reaktör cidarına yapışıp film yüzey oluşturulduğu için çamur çekimi esnasında reaktörden atılamamasından kaynaklandığı düşünülmüştür. Cidarlara yapışan alglerin gerçek ÇY'leri askıda bulunanlardan yüksek olduğu için düşük ÇY'lerde de alg varlığı ve

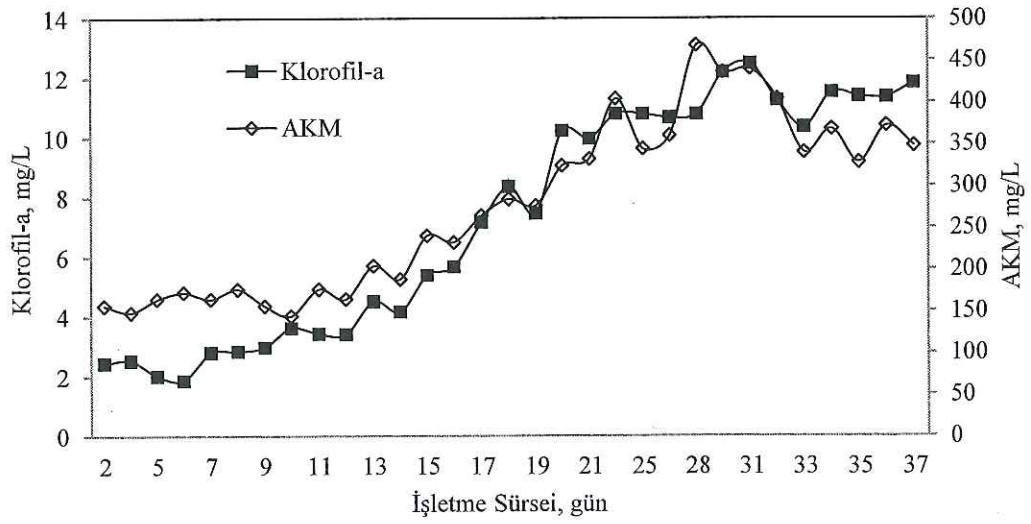
çoğalması mümkün olmuştur. Şekil 4.1'de sistemin karalı şartlara geldiği sabitleşen AKM ve klorofil-a derişimlerinden görülmektedir.



Şekil 4.1. ÇY 2 gün, HBS 24 saatlik çalışmada parametrelerin değişimi.

4.1.1.2. ÇY 3 gün denemesi

156 mg/L AKM ve 2,44 mg/L klorofil-a derişimleri ile başlanan bu çalışmada reaktör sistemi 37 gün boyunca kesintisiz çalıştırılmıştır. Şekil 4.2'de reaktördeki AKM ve klorofil-a derişimlerinin günlere göre değişim grafiği oluşturulmuştur.



Şekil 4.2. ÇY 3 gün, HBS 24 saatlik çalışmada parametrelerin değişimi.

Reaktörden alınan örneklerde yapılan AKM ve klorofil-a analizleri ile giriş ve çıkış sularından alınan örneklerde TN, PO_4-P ve NH_4 analizleri yapılmıştır. Analizler sonucunda elde edilen değerler Çizelge 4.2'de gösterilmiştir. Şekil 4.2'de görüldüğü üzere aşılamanın ardından ilk haftada AKM de klorofil-a derişimlerinde artış gözlemlenmiştir. Yaklaşık 20. günün sonunda sistemdeki AKM derişimi 200 mg/L'ye ulaşmış ve kararlı şartlar ulaşıldığında rektörde 354 mg/L AKM derişimi ölçülmüştür. Klorofil-a derişimi incelendiğinde ise aşılamada 2,44 mg/L derişimle başlanmış ve ilk haftadan sonra yaklaşık 3,5 mg/L civarlarına ulaşılmıştır. 3. Haftalarda 10 mg/L civarında seyrederken kararlı safhada ise ortalama 11,54 mg/L'ye ulaşmıştır. Kararlı şartlar oluştuğunda reaktör performansını gösteren değerler ise Çizelge 4.3'te verilmiştir.

Çizelge 4.2. ÇY 3 gün, HBS 24 saatlik çalışmada elde edilen veriler.

	Reaktör Biyokütle, mg/L		TN, mg/L		NH_4-N, mg/L		PO_4-P, mg/L	
Günler	AKM	Klorofil-a	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış
2	156	2,44		16,30	18,3			
3	148	2,54	18,42			13,95		8,50
5	164	2,03					8,78	
6	172	1,87		15,70	18,3			
7	164	2,80					8,98	
8	176	2,84		16,10	18,10	16,14		8,63
9	156	2,98						
10	144	3,63		15,50		15,66		8,73
11	176	3,43						
12	164	3,42	18,05	14,3		14,89		
13	204	4,52		13,8	17,63	13,7		8,67
14	188	4,17			18,10		8,78	
15	240	5,39						
16	232	5,68	18,42					
17	264	7,17						
18	284	8,37	18,05	12,8		12,05		
19	276	7,47		12,6	17,63	12,58		8,65
20	324	10,24		12,1		11,34	8,78	8,65
21	332	9,97						
23	404	10,80					8,98	8,55
25	344	10,80			18,10			8,61
26	360	10,68						
28	468	10,80		13,3		13,11		8,53
30	436	12,20	18,57				8,63	8,34
31	440	12,49		12	18,3	10,47		8,38
32	404	11,25	18,42	13,2		10.96		
33	360	10,37			18,10		8,78	
34	392					10,6		8,37
35	356	11,40		13,2	17,63		8,980	
36	380	11,38	18,57			10,88		8,47
37	348	11,84						

Çizelge 4.3: ÇY 3 gün, HBS 24 saatlik çalışmada reaktör performansı.

Parametre	Giriş	Çıkış	Verim (%)
KOI (mg/L)	32,89 (±2,3)	< 25	> 24
TN (mg/L)	18,35 (±0,30)	12,80 (±0,80)	30,25
NH_4-N (mg/L)	18,01 (±0,38)	8,99 (±0,90)	50,08
PO_4-P (mg/L)	8,81 (±0,17)	8,41 (±0,06)	4,54

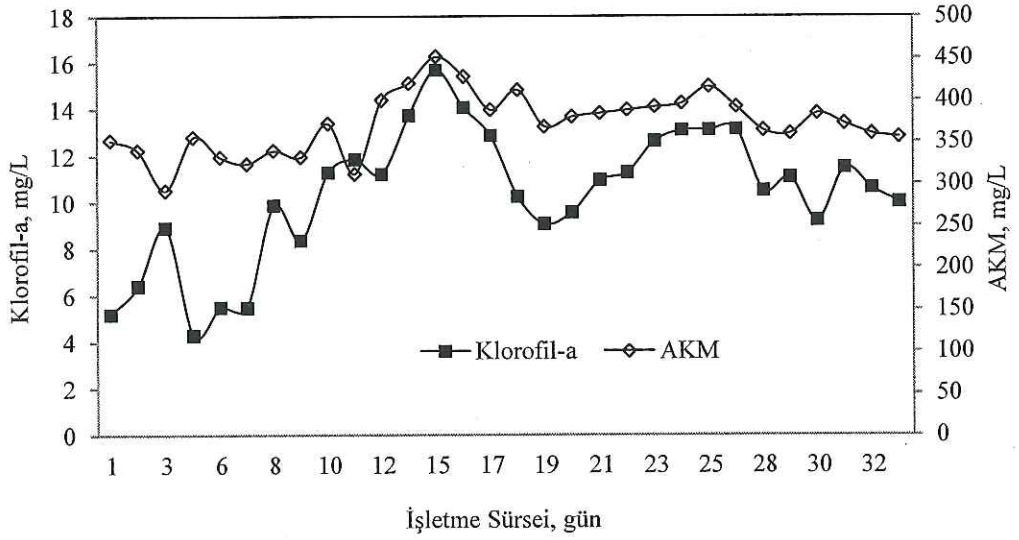
4.1.1.3. ÇY 6 gün denemesi

352 mg/L AKM ve 5,20 mg/L klorofil-a derişimleri ile başlanan çalışma 33 gün süreyle kesintisiz devam etmiştir. Çalışma boyunca alınan numunelerde ölçümü yapılan parametrelerin sonuçları Çizelge 4.4'te verilmiştir.

Çizelge 4.4. ÇY 6 gün, HBS 24 saatlik çalışmada elde edilen veriler.

	Reaktör Biyokütle, mg/L		TN, mg/L		NH4-N, mg/L		PO4-P, mg/L	
Günler	AKM	Klorofil-a	Giriş	Giriş	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış
1	352	5,20	18,05				8,67	
2	340	6,42			17,63			
3	292	8,92		13,10		14,49		7,95
5	356	4,30						
6	332	5,49	18,42	13,20		15,00	8,98	8,53
7	324	5,49						
8	340	9,87	18,05		18,3			
9	332	8,36						
10	372	11,28		11,90		13,90	8,78	8,03
11	312	11,84						
12	400	11,22			17,63			
13	420	13,74	18,57	12,90	18,10	7,96	8,67	8,55
15	452	15,69						
16	428	14,08	18,42					
17	388	12,86		14,60	18,10	8,56		8,54
18	412	10,24	18,05					
19	368	9,07						
20	380	9,57						
21	384	10,94		13,90	18,3	7,72		8,91
22	388	11,28					8,98	
23	392	12,63						
24	396	13,10	18,05					
25	416	13,12		14,10	17,63	8,98		8,5
27	392	13,14					8,78	
28	364	10,50						
29	360	11,07						8,57
30	384	9,22	18,57	14,50		7,18		
31	372	11,49	18,05		17,63			
32	360	10,61			18,10		8,98	
33	332	10,01		14,40		7,68		8,78

Reaktördeki AKM ve klorofil-a derişimlerinin günlere göre değişim grafiği Şekil 4.3'te gösterilmiştir. Buna göre klorofil-a ile AKM derişimlerindeki artış yada azalış neredeyse birbirine yakın görülmektedir. Kararlı şartlarda 368 mg/L AKM derişimine, 10,71 mg/L klorofil-a derişimine ulaşılmıştır.



Şekil 4.3. ÇY 6 gün, HBS 24 saatlik çalışmada parametrelerin değişimi.

Kararlı şartlarda elde edilen çıkış verimlerini gösteren bilgiler ise Çizelge 4.5'te verilmiştir.

Çizelge 4.5. ÇY 6 gün, HBS 24 saatlik çalışmada reaktör performansı.

Parametre	Giriş	Çıkış	Verim (%)
KOI (mg/L)	32,89 (±2,3)	< 25	> 24
TN (mg/L)	18,35 (±0,30)	14,33 (±0,23)	21,91
NH_4-N (mg/L)	18,01 (±0,38)	7,95 (±1,03)	55,96
PO_4-P (mg/L)	8,81 (±0,17)	8,52 (±0,04)	3,29

4.1.1.4. ÇY 12 gün denemesi

Başlangıç AKM derişimi 168 mg/L, klorofil-a derişimi ise 1,29 mg/L olan reaktör 72 gün boyunca kesintisiz çalıştırılmış ve sonuçlar Çizelge 4.6'da sunulmuştur. Ayrıca reaktördeki AKM ve klorofil-a derişimlerinin günlere göre değişim grafiği Şekil 4.4'te gösterilmiştir. Kararlı şartlarda elde edilen çıkış verimlerini gösteren bilgiler ise Çizelge 4.7'de verilmiştir.

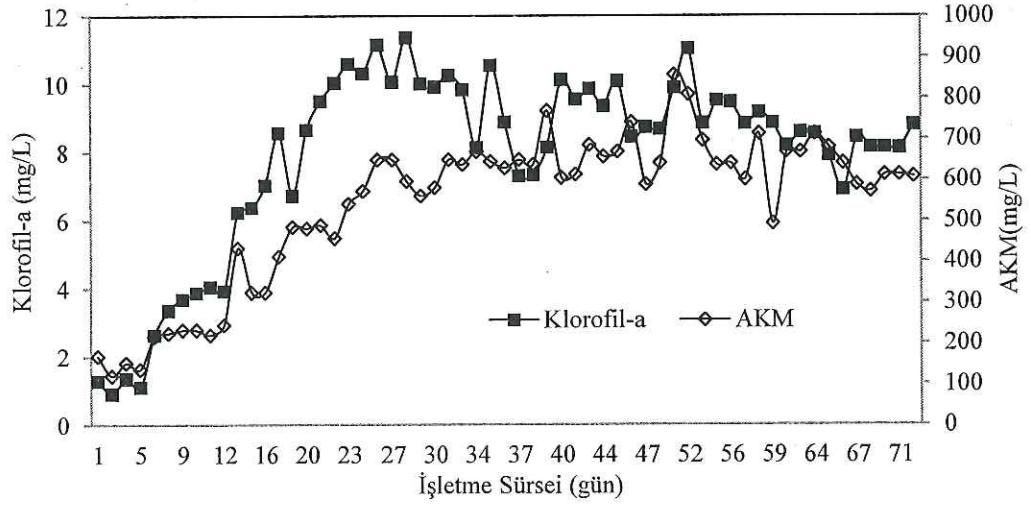
Aşılamanın ardından ilk haftalarda 300 mg/L, üçüncü haftalarda ise 500 mg/L ve ilerleyen günlerde 600 mg/L civarında gözlemlenmiştir. Kararlı şartlara ulaşıldığında ise 610 mg/L olarak ölçülmüştür. Aynı şekilde klorofil-a derişimlerinde de artış gözlemlenmiş ve kararlı şartlarda 8,66 mg/L'ye ulaşılmıştır.

Çizelge 4.6. ÇY 12 gün, HBS 24 saatlik çalışmada elde edilen veriler.

Günler	Reaktör Biyokütle, mg/L		TN, mg/L		NH_4-N, mg/L		PO_4-P, mg/L	
	AKM	Klorofil-a	Giriş	Giriş	Çıkış	Giriş	Giriş	Çıkış
1	168	1,29	18,05				8,67	
2	120	0,92		13,60	17,63	14,85		7,06
4	152	1,36						
5	136	1,11			18,3			
7	216	2,63	18,42					
8	224	3,37		11,80		12,14		6,05
9	232	3,69					8,67	
10	232	3,87						
11	220	4,05		13,40	18,10	14,06	8,78	7,95
12	244	3,93	18,05					
14	432	6,22						
15	324	6,37		12,70				
16	324	7,03				5,5		6,05
17	412	8,56	18,42					
18	484	6,72		15,60		1,83	8,78	6,20
20	480	8,66						
21	488	9,50		14,34	18,3	1,01		6,41
22	456	10,03	18,6					
23	540	10,59						
24	572	10,32		15,88		0,32		7,7
25	648	11,15						
27	648	10,06						
28	596	11,37					8,98	
29	560	10,01		15,4		0,62		6,41
30	580	9,91			18,10			
31	648	10,26						
32	636	9,83	18,42					
34	668	8,13						
35	644	10,55	18,05	13		1,37		6,45
36	628	8,88			17,63			
37	648	7,30					8,98	
38	636	7,33						
39	768	8,14		13,20		1,15		6,84
40	604	10,12						
42	612	9,55						
43	684	9,86	18,42		18,10			
44	656	9,35						
45	668	10,09		12,50		0,55	8,78	7,66
46	740	8,45						
47	588	8,74	18,6					
48	640	8,67					8,98	
49	856	9,89						
52	808	11,03	18,6	12,70		0,96		6,77
53	696	8,85						
55	636	9,52	18,42					
56	640	9,48		13,20				
57	600	8,83			17,63			
58	712	9,17						
59	492	8,85	18,6	12,50		0,66		7,49
62	668	8,20						
63	668	8,59		13,80		0,99		7,63
64	712	8,55						
68	680	7,91	18,1					
66	640	6,90	18,6		18,10		8,67	

Çizelge 4.6. (devam). ÇY 12 gün, HBS 24 saatlik çalışmada elde edilen veriler.

67	588	8,44	18,05	13,60	18,3	1,25		
68	572	8,15						7,59
70	612	8,15	18,05	13,29			8,78	
71	612	8,13			17,63			
72	608	8,81	18,6	12,50	18,10	0,25	8,98	7,12



Şekil 4.4. ÇY 12 gün, HBS 24 saatlik çalışmada parametrelerin değişimi.

Çizelge 4.7. ÇY 12 gün, HBS 24 saatlik çalışmada reaktör performansı.

Parametre	Giriş	Çıkış	Verim (%)
KOI (mg/L)	32,89 (±2,3)	< 25	> 24
TN (mg/L)	18,35 (±0,30)	13,30 (± 0,80)	27,52
NH_4-N (mg/L)	18,01 (±0,38)	0,70 (± 0,52)	96,11
PO_4-P (mg/L)	8,81 (±0,17)	7,45 (± 0,11)	15,44

4.1.1.5. ÇY 24 gün denemesi

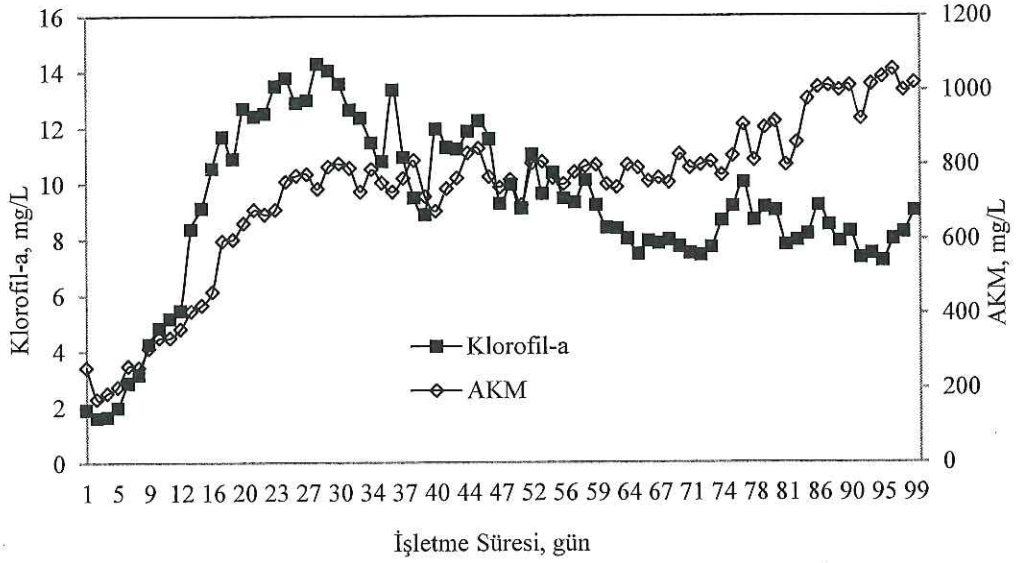
Başlangıç AKM derişimi 256 mg/L, klorofil-a derişimi ise 1,91 mg/L olan reaktör 99 gün boyunca kesintisiz olarak çalıştırılmış ve elde edilen sonuçlar Çizelge 4.8'de sergilenmiştir. Şekil 4.5'te ise AKM ve klorofil-a'nın günlere göre değişim grafiği verilmiştir. Aşılamanın ardından AKM derişimi 3. haftalarda 500 mg/L civarlarında, 6-7. haftalarda 800 mg/L civarlarında seyretmiştir. 11-12. haftalarda ise 1000 mg/L civarına ulaştığı gözlemlenmiştir. Kararlı şartlara ulaşıldığında ise 1025 mg/L olarak ölçülmüştür. Aynı şekilde klorofil-a derişimi ise 3-4 haftada 10 mg/L'yi aşmış fakat kararlı şartlara ulaşıldığında ise 8,42 mg/L ölçülmüştür. Kararlı şartlarda elde edilen değerler ise Çizelge 4.9'da sunulmuştur.

Çizelge 4.8. ÇY 24 gün, HBS 24 saatlik çalışmada elde edilen veriler.

Günler	Reaktör Biyokütle, mg/L		TN, mg/L		NH_4-N, mg/L		PO_4-P, mg/L	
	AKM	Klorofil-a	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış
1	256	1,91	18,05		18,3			
2	172	1,61		15,40		15,22		7,70
4	188	1,66	18,6		18,10		8,78	
5	204	1,97						
7	260	2,87						
8	256	3,16		13,20		12,78		6,48
9	308	4,26					8,67	
10	336	4,83						
11	336	5,16	18,6	12,40		11,65	8,78	7,84
12	360	5,46						
14	408	8,38			17,6			
15	424	9,12		13,30		1,92		6,20
16	460	10,56						
17	596	11,69	18,4		17,63			
18	600	10,90		14,00		1,51		6,77
20	644	12,70	18,1					
21	680	12,42		14,10		0,67		7,7
22	668	12,51						
23	680	13,50			18,10			
24	756	13,79		15,43		0,99		6,125
25	772	12,90	18,57					
27	776	13,00						
28	736	14,30					8,98	
29	796	14,05	18,42	15,2		0,49		6,41
30	804	13,58						
31	792	12,65						
32	728	12,36					8,78	
34	788	11,47			18,1			
35	752	10,80	18,1					
36	728	13,36						
37	764	10,94	18,6				8,67	
38	812	9,49		13,00	17,6	0,47		6
39	716	8,89						
40	676	11,96			18,30			
42	736	11,29				0,46		6,12
43	764	11,23	18,42					
44	832	11,88						
45	844	12,24				0,13		7,6
46	768	11,59			18,10			
47	740	9,28	18,57	12,3		0,11		7,72
48	760	9,96					8,98	
49	692	9,11						
52	804	11,02	18,6					
53	808	9,63						
55	764	10,38					8,78	
56	748	9,47		12,3		1,27		7,35
57	780	9,32	18,1		17,6			
58	796	10,11						
59	800	9,22	18,6	13,5	18,30	0,52		6,11
62	748	8,41	18,1					
63	740	8,38			18,10		8,78	
64	800	8,01						
65	792	7,46						
66	756	7,93						
67	764	7,85		12,60	18,3	0,99		6,47
68	752	7,98					8,98	

Çizelge 4.8 (devam). ÇY 24 gün, HBS 24 saatlik çalışmada elde edilen veriler.

70	828	7,74						
71	792	7,50						
72	800	7,41	18,6	12,00				6,06
73	808	7,70					8,67	
74	772	8,66				0,67		
75	824	9,19						
77	908	10,04						
78	812	8,68						
79	900	9,15		13,20	18,10			6,07
80	916	9,03	18,6			0,96		
81	800	7,81					8,67	
83	860	7,96		13,70				6,2
84	976	8,19				0,53		
86	1088	9,21						
87	1012	8,51						
89	1040	7,92					8,78	
90	1012	8,28	18,1	13,40	17,6	0,95		6,85
91	916	6,33						
94	1096	7,48		12,80		2,11		7,34
95	956	7,13						
96	1096	8,00	18,57		18,10			
98	996	8,15	18,05					
99	984	9,32		14,20	17,63	0,58	8,78	7,41



Şekil 4.5. ÇY 24 gün, HBS 24 saatlik çalışmada parametrelerin değişimi.

Çizelge 4.9. ÇY 24 gün, HBS 24 saatlik çalışmada reaktör performansı.

Parametre	Giriş	Çıkış	Verim (%)
KOI (mg/L)	32,89 (±2,3)	< 25	> 24
TN (mg/L)	18,35 (±0,30)	13,47 (±0,73)	26,59
NH_4-N (mg/L)	18,01 (±0,38)	1,21 (±0,90)	93,28
PO_4-P (mg/L)	8,81 (±0,17)	7,20 (±0,35)	18,27

HBS 24 saat olarak sabit tutulup 2, 3, 6, 12 ve 24 günlük ÇY'lerde yapılan çalışmalardan elde edilen sonuçlar Çizelge 4.10'da özetlenmiştir.

Çizelge 4.10. Sabit HBS'de faklı ÇY'lerdeki sonuçların karşılaştırılması.

	AKM	Klorofil-a	TN Çıkış	NH_4-N Çıkış	PO_4-P Çıkış
2 gün	-	-	-	-	-
3 gün	354	11,54	12,80	10,81	8,41
6 gün	362	10,71	14,33	7,95	8,52
12 gün	610	8,66	13,30	0,83	7,45
24 gün	1025	8,42	13,47	1,21	7,20

Elde edilen sonuçların özeti aşağıda sıralanmıştır;

- HBS: 24 saat ve ÇY: 2 günlük çalışmada üreyen biyokütle atılandan daha az olduğu için reaktördeki AKM derişiminde düşüş gözlemlenmiştir. Bu ÇY değerinde reaktörde algal biyokütle derişimi oldukça düşük kaldığı için bir sonraki ÇY çalışmasına geçilmiştir.
- HBS: 24 saat ve ÇY: 3 günlük çalışmada 30'lu günlerden sonra kararlı şartlara ulaşılmış ve 354 mg/L AKM ile 11,54 mg/L klorofil-a değerleri ölçülmüştür. Ayrıca UAKM/AKM oranı ise 0,798 olarak bulunmuştur. Mikroskop ile yapılan gözlemler sonucunda ise kararlı şartlarda baskın tür ise ≈ %45 Chaetophora sp. ve ≈ %45 Navicula sp. olarak gözlemlenmiştir. Bu çalışmada hacimsel mikroalg üretim hızı 0,118 gr/L-gün olarak bulunmuştur. 5,55 gr/L-gün TN giderim hızı elde edilmişken 0,40 gr/L-gün PO_4-P giderim hızı elde edilmiştir. Çalışmadaki klorofil-a/AKM oranı 0,033 olarak bulunmuştur.
- HBS: 24 saat ve ÇY: 6 günlük çalışmada kararlı şartlara ulaşıldığında 362 mg/L AKM ve 10,71 mg/L klorofil-a derişimlerine ulaşılmıştır. Ayrıca UAKM/AKM oranı 0,823 olarak bulunmuştur. Kararlı şartlarda mikroskop incelemesinde ise ≈ %60 *Amphora* sp. ve ≈ %35 *Chaetophora* sp. tespiti yapılmıştır. Hacimsel mikroalg üretim hızı 0,06 gr/L-gün, TN giderim hızı 4,02 gr/L-gün ve PO_4-P giderim hızı ise 0,29 gr/L-gün olarak bulunmuştur. Aynı şekilde klorofil/AKM oranı ise 0,03 olarak hesaplanmıştır.
- HBS: 24 saat ve ÇY: 12 günlük ÇY denemesinde 10. haftalarda kararlı şartlara ulaşılmıştır. Bu şartlarda AKM ve klorofil-a derişimleri 610 mg/L ve 8,66 mg/L iken UAKM/AKM oranı ise 0,801 ve olarak ölçülmüştür. klorofil-a/AKM oranı ise 0,014 olarak hesaplanmıştır. Ayrıca baskın tür ≈ %5 *Amphora* sp. ve ≈ %90 *Chaetophora* sp. olarak tespit edilmiştir. Hacimsel mikroalg üretim hızı 0,05 gr/L-

gün, TN giderim hızı 5,05 gr/L-gün ve PO_4-P giderim hızı ise 1,36 gr/L-gün olarak bulunmuştur.

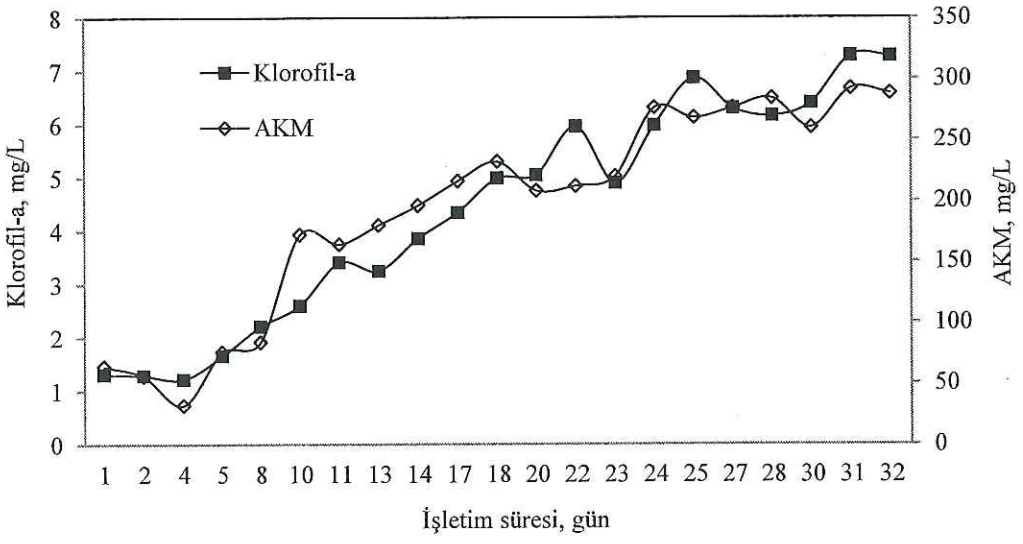
- HBS: 24 saat ve ÇY: 24 günlük çalışmada kararlı şartlara ulaşıldığında AKM de 1025 mg/L değerine erişilmiş, klorofil-a da ise 8,42 mg/L değerine ulaşılmıştır. UAKM/AKM oranı 0,860 olarak hesaplanmıştır. Hacimsel mikroalg üretim hızı 0,04 gr/L-gün, TN giderim hızı 4,88 gr/L-gün ve PO_4-P giderim hızı ise 1,61 gr/L-gün olarak bulunmuştur. Mikroskop incelemesinde baskın türler ise 12 günlük ÇY'de tespit edilen türlerle aynıdır.

Bu sonuçlara göre 24 saatlik HBS sabit tutularak yapılan ÇY denemelerinde hacimsel mikroalg üretim verimleri ve nütriyent giderim hızları baz alındığında en iyi verim ÇY 3 günlük çalışmada elde edildiği görülmüştür. ÇY sabit tutulup 48, 60 ve 72 saatlik HBS'lerde denemeler yapılmıştır.

4.1.2. Sentetik atıksu ile optimum HBS'nin bulunması

4.1.2.1. HBS 48 saat denemesi

Başlangıç AKM derişimi 64 mg/L ve klorofil-a derişimi 1,31 mg/L olan reaktör 32 gün boyunca kesintisiz olarak çalıştırılmış ve elde edilen sonuçlar Çizelge 4.11'de verilmiştir.



Şekil 4.6. ÇY 3 gün, HBS 48 saatlik çalışmada parametrelerin değişimi.

Klorofil-a ve AKM derişimlerinin günlere göre değişim grafiği Şekil 4.6'da sunulmuştur. Aşılamadan sonra 2. haftalarda AKM derişimi 150 mg/L civarlarına 3. haftalarda 200 mg/L civarlarında ve kararlı şartlarda ise 280 mg/L olarak ölçülmüştür. Klorofil-a derişimi ise ilk haftadan sonra 2 mg/L'yi geçmiş, 3. haftalarda 5 mg/L civarında seyrederken kararlı şartlarda 6,99 mg/L olarak ölçülmüştür.

Çizelge 4.11. ÇY 3 gün, HBS 48 saatlik çalışmada elde edilen veriler.

	Reaktör Biyokütle, mg/L		TN mg/L		NH_4-N mg/L		PO_4-P mg/L	
Günler	AKM	Klorofil-a	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış
1	64	1,31	18,15		18,3		8,98	
2	56	1,29						
4	32	1,22		17,2				
5	76	1,66	18,50			10,6		
8	84	2,21						
10	172	2,60		15,5			8,67	8,68
11	164	3,41			18,10	5,87		
13	180	3,25						
14	196	3,86		16,0				
17	216	4,35	18,50		18,30		8,98	8,75
18	232	4,99			17,63			
20	208	5,05				4,75		
22	212	5,96						
23	220	4,90	18,42	14,2				8,49
24	276	5,98			18,3		8,78	
25	268	6,87						
27	276	6,30				2,88		8,43
28	284	6,16	18,50	12,8				
30	260	6,40			18,1	2,96		8,24
31	292	7,29		12,0				
32	288	7,28	18,42	12,4	18,30	2,69	8,78	8,42

Kararlı şartlarda elde edilen değerler ise Çizelge 4.12'de sunulmuştur.

Çizelge 4.12. ÇY 3 gün, HBS 48 saatlik çalışmada reaktör performansı.

Parametre	Giriş	Çıkış	Verim (%)
KOI (mg/L)	32,89 (±2,3)	< 25	> 24
TN (mg/L)	18,35 (±0,30)	12,40 (±0,40)	32,43
NH_4-N (mg/L)	18,01 (±0,38)	2,84 (±0,15)	84,23
PO_4-P (mg/L)	8,81 (±0,17)	8,36 (±0,07)	5,11

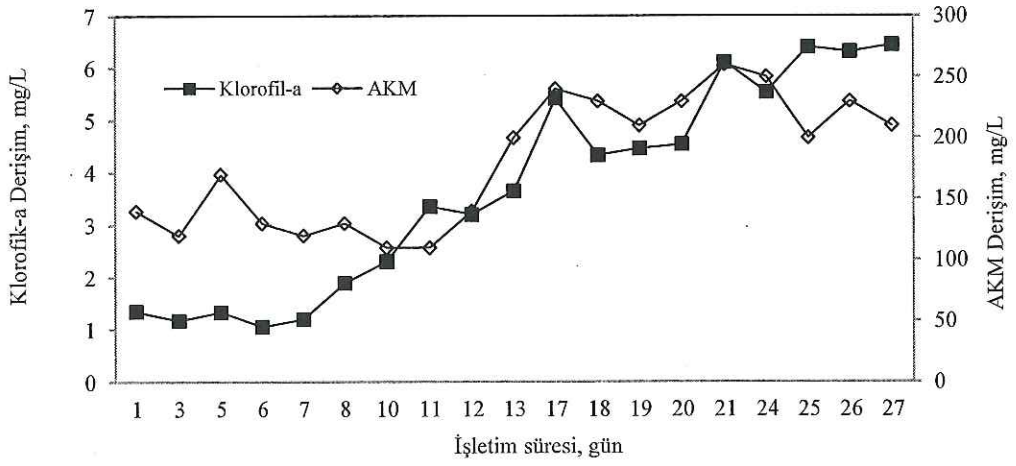
4.1.2.2. HBS 60 saat denemesi

Başlangıç AKM derişimi 140 mg/L ve klorofil–a derişimi ise 2,35 mg/L olarak başlanan çalışma 27 gün kesintisiz sürdürülmüş ve elde edilen sonuçlar Çizelge 4.13'de sunulmuştur.

Çizelge 4.13. ÇY 3 gün, HBS 60 saatlik çalışmada elde edilen veriler.

	Reaktör Biyokütle (mg/L)		TN (mg/L)		NH_4-N (mg/L)		PO_4-P (mg/L)	
Günler	AKM	Klorofil-a	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış
1	140	1,35	18,15		18,3		8,98	
3	120	1,17						
5	170	1,34						
6	130	1,06	18,42		17,63		8,67	
7	120	1,20						
8	130	1,89						
10	110	2,30			18,10			
11	110	3,35						
12	140	3,20	18,50					
13	200	3,65		17,0		15,80	8,78	
17	240	5,42			18,30			8,33
18	230	4,33						
19	210	4,46	18,42	14,8	18,10	8,00		
20	230	4,54					8,67	8,46
21	260	6,11						
24	250	5,53	18,50	11,5	17,60	6,50		
25	200	6,40					8,98	8,39
26	230	6,31		9,95		7,80		8,24
27	210	6,44	18,42	10,05	18,30	3,80	8,78	8,32

AKM ve klorofil–a değerlerinin günlere göre değişim grafiği ise Şekil 4.7'de sunulmuştur. Kararlı şartlara ulaşıldığında elde edilen sonuçlar ise Çizelge 4.14'te özetlenmiştir.



Şekil 4.7. ÇY 3 gün, HBS 60 saatlik çalışmada parametrelerin değişimi.

Çizelge 4.14. ÇY 3 gün, HBS 60 saatlik çalışmada reaktör performansı.

Parametre	Giriş	Çıkış	Verim (%)
KOI (mg/L)	32,89 (±2,3)	< 25	> 24
TN (mg/L)	18,35 (±0,30)	10,00 (±1,50)	45,50
NH_4-N (mg/L)	18,01 (±0,38)	6,03 (±2,23)	66,52
PO_4-P (mg/L)	8,81 (±0,17)	8,32 (±0,08)	5,56

Aşılamanın ardından 2. haftalarda AKM derişimi 150 mg/L civarında seyrederken kararlı şartlarda 213 mg/L olarak ölçülmüştür. Aynı şekilde klorofil-a derişimi de 2. haftalarda 2 mg/L'nin üzerine çıkarken kararlı şartlarda 6,38 mg/L olarak ölçülmüştür.

4.1.2.3. HBS 72 saat denemesi

Başlangıç AKM derişimi 130 mg/L ve Klorofil–a derişimi ise 1,64 mg/L olarak başlanan çalışmada elde edilen değerler Çizelge 4.15'te sunulmuştur. AKM ve Klorofil–a değerlerinin günlere göre değişim grafiği ise Şekil 4.8'de sunulmuştur. Aşılamadan ardından 2. haftalarda AKM derişimi 100 mg/L civarında seyrederken kararlı şartlarda 193 mg/L olarak ölçülmüştür.

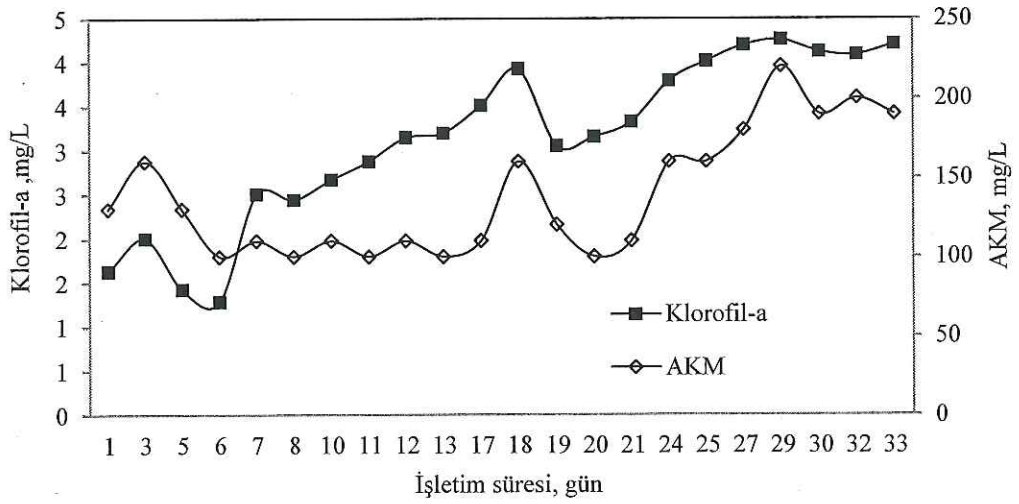
Çizelge 4.15. ÇY 3 gün, HBS 72 saatlik çalışmada elde edilen veriler.

	Reaktör Biyokütle mg/L		TN mg/L		NH_4-N mg/L		PO_4-P mg/L	
Günler	AKM	Klorofil-a	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış
1	130	1,64	18,15		18,3		8,98	
3	160	2,00						
5	130	1,43	18,42					
6	100	1,29			17,63		8,67	
7	110	2,51						
8	100	2,44						
10	110	2,67	18,15	13,0	18,10			8,7
11	100	2,88				13,80		
12	110	3,15						
13	100	3,20						
17	110	3,52	18,50	14,4		14		
18	160	3,93					8,78	
19	120	3,05			18,30			8,33
20	100	3,16						
21	110	3,33	18,42					
24	160	3,79		13,0	18,1	6,00		
25	160	4,02					8,67	8,26
27	180	4,20				6,5		
29	220	4,26	18,50	10,01	17,6		8,98	8,22
30	190	4,13						
32	200	4,09		9,62		4,8		8,3
33	190	4,21	18,42	9,9	18,30	3,2	8,78	8,29

Çizelge 4.16. ÇY 3 gün, HBS 72 saatlik çalışmada reaktör performansı.

Parametre	Giriş	Çıkış	Verim (%)
KOI (mg/L)	32,89 (±2,3)	< 25	> 24
TN (mg/L)	18,35 (±0,30)	9,76 (±0,25)	46,81
NH_4-N (mg/L)	18,01 (±0,38)	4,00 (±2,5)	77,79
PO_4-P (mg/L)	8,81 (±0,17)	8,30 (±0,07)	5,79

Klorofil-a derişimi ise 2. haftalarda 2-3 mg/L arasında değişirken kararlı şartlarda 4,14 mg/L olarak ölçülmüştür. 33 gün boyunca kesintisiz çalıştırılan sistemde kararlı şartlarda elde edilen değerler ise Çizelge 4.16'da sunulmuştur.



Şekil 4.8. ÇY 3 gün, HBS 72 saatlik çalışmada parametrelerin değişimi.

ÇY 3 gün olarak sabit tutulup HBS'nin değiştirilmesi ile elde edilen sonuçların özeti aşağıda sunulmuştur;

- ÇY: 3 gün ve HBS: 48 saatlik çalışmada kararlı şartlarda AKM'de 280 mg/L'ye klorofil-a'da ise 6,99 mg/L'ye ulaşılmıştır. UAKM/AKM oranı 0,768 olarak hesaplanmıştır. Ayrıca yaklaşık %45 *Amphora* sp. ve %45 *Navicula* sp. gözlemlenmiştir. Hacimsel mikroalg üretim hızı 0,093 gr/L-gün, nütriyent giderim hızları ise TN ve PO_4-P de sırasıyla 2,98 mg/L-gün ve 0,22 mg/L-gün olarak bulunmuştur. Klorofil-a/AKM oranı ise 0,025 olarak hesaplanmıştır.
- ÇY: 3 gün ve HBS: 60 saatlik çalışmada AKM de 213,3 mg/L'ye klorofil-a da ise 6,38 mg/L'ye ulaşılmıştır. Ayrıca yaklaşık %45 *Amphora* sp. ve %45 *Navicula* sp. gözlemlenmiştir. Klorofil-a/AKM oranı ise 0,030 olarak hesaplanmıştır. UAKM/AKM oranı 0,728 olarak hesaplanmıştır. Hacimsel mikroalg üretim hızı ise 0,071 gr/L-gün, nütriyent giderim hızları TN ve PO_4-P de sırasıyla 3,34 mg/L-gün ve 0,20 mg/L-gün olarak bulunmuştur.
- ÇY: 3 gün ve HBS: 72 saatlik çalışmada AKM de 193,3 mg/L'ye klorofil-a da ise 4,14 mg/L'ye ulaşılmıştır. Ayrıca yaklaşık %45 *Chaetophora* sp. ve %45 *Amphora* sp. gözlemlenmiştir. UAKM/AKM oranı 0,795 olarak hesaplanmıştır.

Hacimsel mikroalg üretim hızı ise 0,064 gr/L-gün, nütriyent giderim hızları TN ve PO_4-P de sırasıyla 2,86 mg/L-gün ve 0,17 mg/L-gün olarak bulunmuştur. Klorofil-a/AKM oranı ise 0,021 olarak hesaplanmıştır.

ÇY ve HBS denemeleri sonucunda elde edilen değerlerin Çizelge 4.17'de sunulmuştur. Diğer taraftan 24 Saatlik HBS'de, farklı ÇY'lerde AKM ve klorofil-a derişimlerinin günlere göre değişim grafiği Şekil 4.9'da, 3 günlük ÇY'de, farklı HBS'lerde AKM ve klorofil-a derişimlerinin günlere göre değişim grafiği ise Şekil 4.10'da sunulmuştur. Elde edilen sonuçlar, mikroalgal büyüme göstergeleri, karışık kültürdeki mikroalglerin varlığı, nütriyent giderim hızları, biyokütledeki N/P oranlarının kıyası ve elde edilen kuru biyokütlenin yağ ve protein oranı bakımından incelenmiş ve aşağıda başlıklar halinde açıklanmıştır.

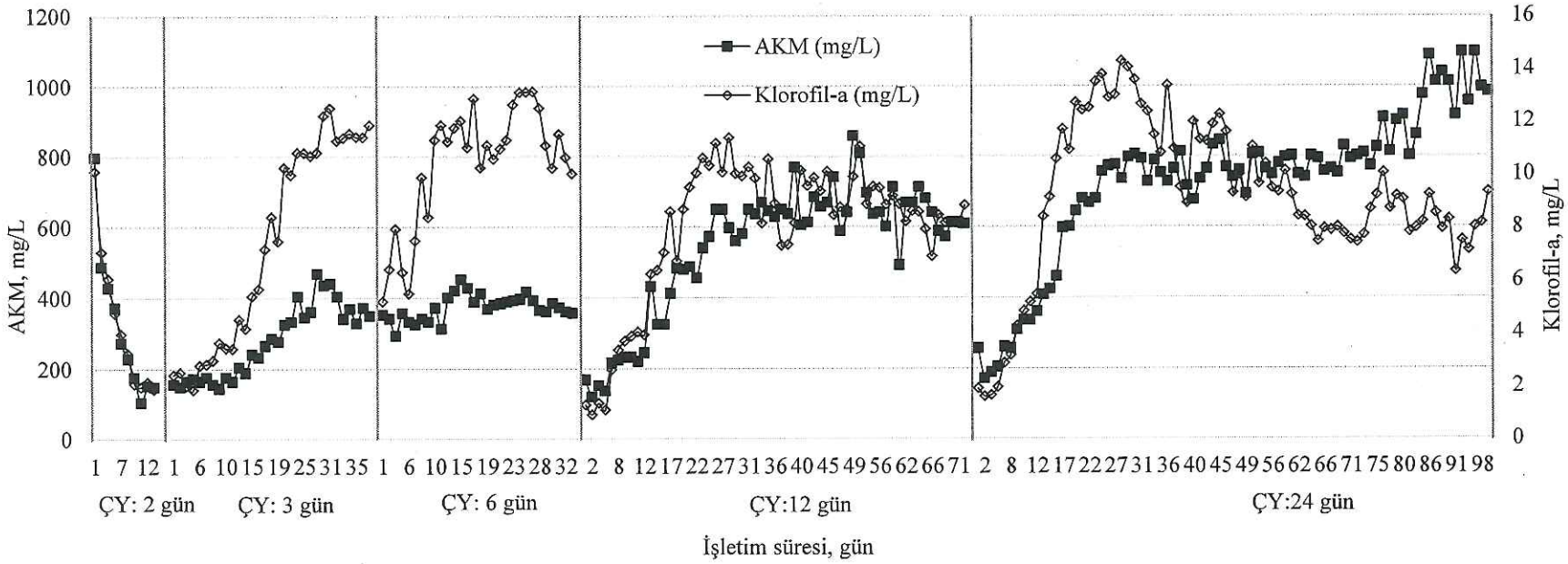
Mikroalgal biyokütlenin büyüme göstergeleri

ÇY 2 gün, HBS 24 saat olan çalışmada AKM ve klorofil-a derişimlerinde azalma olduğu için diğer ÇY'lere geçilmiştir. HBS 24 saat ve ÇY 3, 6, 12 ve 24 gün olan çalışmalarda kararlı şartlara gelindiğinde AKM derişimleri sırasıyla 354, 362, 610 ve 1025 mg/L olarak ölçülmüştür. Diğer taraftan ÇY 3 gün ve HBS 48, 60 ve 72 saatlik çalışmalarda AKM derişimleri sırasıyla 354, 213,3 ve 193,3 mg/L olarak bulunmuştur. Literatüre bakıldığında membran kullanılmadan klasik yöntem ile yapılan arıtım çalışmasında *Chlorella* sp. kültürü ile HBS 4 gün ve ÇY 4 günlük bir çalışma yapılmış ve AKM derişiminin 163 mg/L olarak bulunduğu bildirilirmiştir (Tang ve Hu, 2016). Aynı araştırmacı grup membran kullanarak HBS 1 gün ve ÇY 10 olacak şekilde yaptıkları çalışmada ise 809 mg/L'ye ulaştıklarını beyan etmişlerdir. Diğer taraftan farklı bir araştırmacı grup ise karışık kültür ile klasik sistemde arıtım çalışması yapmış ve algal-bakteriyel karışık kültür kullanarak 485 mg/L AKM derişimine ulaşıldığı bildirilmiştir (Kang vd., 2018).

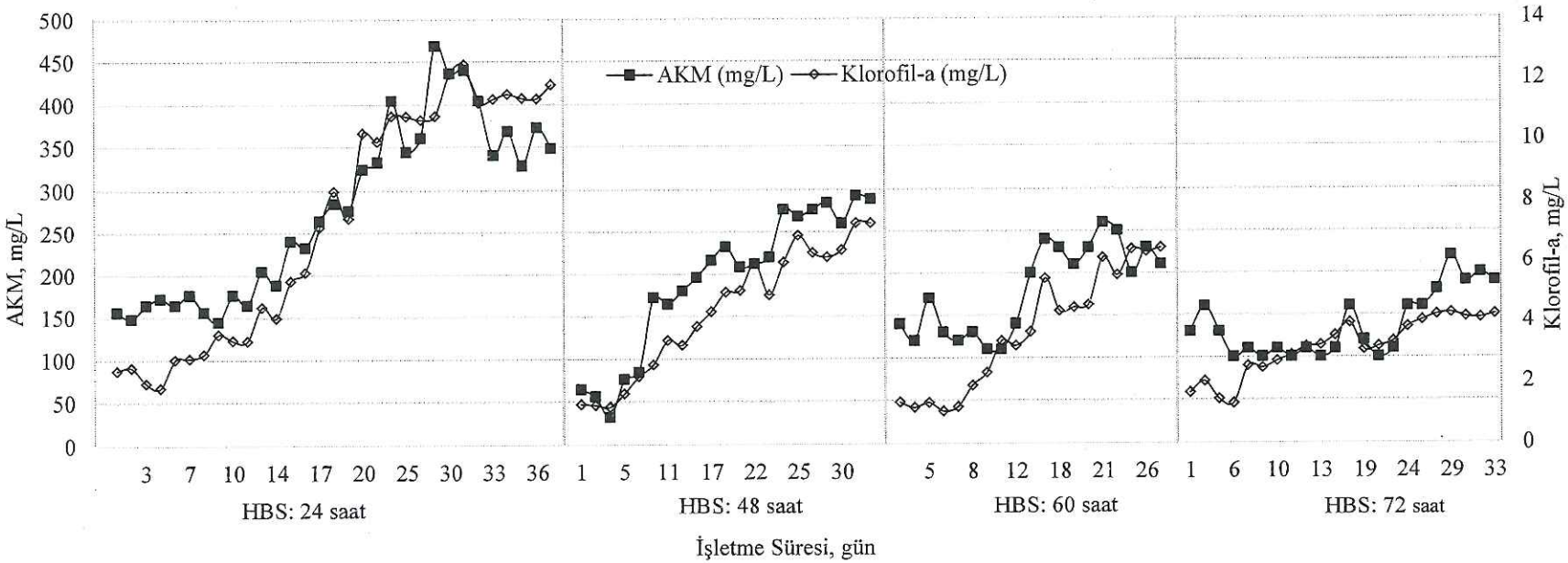
Membran kullanılarak yapılan arıtım çalışmalara bakıldığında baskın türün *Botryococcus braunii* olarak bildirilen bir araştırmada, 1 günlük HBS'de ve 18 günlük ÇY'de AKM derişimi 923 mg/L'ye ulaştığı bildirilmiştir (Honda vd., 2012). Farklı araştırmacı grupların yine membran kullanarak yaptıkları 2 ayrı arıtım çalışmasında *C. vulgaris* kültürü kullanılarak 590-700 mg/L arasında AKM derişimine ulaştıklarını bildirilmiştir (Boonchai ve Seo, 2015; Marbelia vd., 2014).

Çizelge 4.17. Optimizasyon çalışmalarından elde edilen sonuçların özeti.

ÇY / HBS		3 gün 24 sa	3 gün 48 sa	3 gün 60 sa	3 gün 72 sa	6 gün 24 sa	12 gün 24 sa	24 gün 24 sa
AKM (mg/L)		354	280	213	193	362	610	1025
UAKM/AKM		0,798	0,736	0,728	0,795	0,823	0,801	0,860
Reaktör (mg/L)	Klorofil-a	11,54	6,99	6,38	4,14	10,71	8,66	8,42
	Klorofil-a/AKM	0,033	0,025	0,030	0,021	0,030	0,014	0,008
Baskın Tür		≈%45*Chaetophora* sp. ≈%45 *Navicula* sp.	≈%45 *Amphora* sp. ≈%45 *Navicula* sp.	≈%45 *Amphora* sp. ≈%45 *Navicula* sp.	≈%45 *Chaetophora* sp. ≈%45 *Amphora* sp.	≈%60 *Amphora* sp. ≈%35 *Chaetophora* sp.	≈%5 *Amphora* sp. ≈%90 *Chaetophora* sp.	≈%5 *Amphora* sp. ≈ %90 *Chaetophora* sp.
Giderim Verimleri mg/L-gün	TN	5,55	2,98	3,34	2,86	4,02	5,05	4,88
	PO_4-P	0,40	0,22	0,20	0,17	0,29	1,36	1,61
N/P	%	13,76	13,32	16,93	16,68	13,86	3,71	3,03
Hacimsel mikroalg üretimi	gr/L-gün	0,118	0,093	0,071	0,064	0,06	0,05	0,04
TN (mg/L)	Giriş				18,35			
	Çıkış	12,80	12,40	10,00	9,76	14,33	13,3	13,47
	Verim %	30,25	32,43	45,50	46,81	21,91	27,52	26,59
NH_4-N (mg/L)	Giriş				18,01			
	Çıkış	8,99	2,84	6,03	4,83	7,95	0,70	1,21
	Verim %	50,08	84,23	66,52	73,18	55,86	96,11	93,28
PO_4-P (mg/L)	Giriş				8,81			
	Çıkış	8,41	8,36	8,32	8,30	8,52	7,45	7,20
	Verim %	4,58	5,07	5,60	5,85	3,29	15,44	18,27



Şekil 4.9. 24 Saatlik HBS'de, farklı ÇY'lerde parametrelerin değişimi.



Şekil 4.10. 3 günlük ÇY'de, farklı HBS'lerde parametrelerim değişimi.

Xu vd., (2015) tarafından yapılan çalışmada sentetik atıksu *Chlorella vulgaris* spesifik kültürü ile ÇY 10 gün olarak sabit tutulup HBS 24 saatlik çalışmada AKM derişimi 895 mg/L iken HBS 12 saate düşürüldüğünde AKM derişiminin 1473 mg/L'ye yükseldiği gözlemlenmiştir. Dolayısıyla HBS 2 kat azaldığında biyokütle derişiminin ise 2 kat yerine 1,65 kat arttığını tespit etmiştir. Mevcut çalışmamızda ise 3 günlük ÇY ve 24 saatlik HBS'de AKM derişimi 354 mg/L iken, 48 saatlik HBS'de ise 213,3 mg/L olarak bulunmuştur. Dolayısıyla HBS 2 kat artmışken AKM derişimi ise 1,66 kat azalmıştır. Yine çalışmamızda 72 saatlik HBS'de AKM derişimi 193,3 mg/L olarak bulunmuş dolayısıyla HBS'nin 3 kat artmasında rağmen AKM derişimi ise 1,83 kat azalmıştır.

Biyokütle artış ya da azalışının göstergesi olarak AKM analizi güvenilir ve en çok kullanılan yöntemdir. Fakat üreyen mikroalg miktarının belirteci olan hacimsel mikroalg üretim hızı hesabı ise debi ve hacim faktörleri göz önüne alındığında oldukça önemli bir göstergedir. Buna göre çalışmamızda HBS 24 saat ve ÇY 6, 12 ve 24 gün olan çalışmalarda kararlı şartlara gelindiğinde sırasıyla 0,06, 0,05 ve 0,04 gr/L-gün olarak bulunmuştur. Ayrıca ÇY 3 gün olarak sabit tutulan ve HBS 24, 48, 60 ve 72 saatlik çalışmalarımızda elde edilen hacimsel mikroalg üretim hızları sırasıyla 0,118, 0,100, 0,088 ve 0,075 mg/L-gün olarak hesaplanmıştır. Membran kullanılmadan klasik yöntemler ile yapılan arıtım çalışmalarında *Desmodesmus* sp., *Chlorella vulgaris* ve *Scenedesmus* sp. gibi spesifik kültürlerinin kullanılarak yapılan çalışmalarda hacimsel mikroalg üretim hızı 0,01 mg/L-gün ile 5,1 mg/L-gün arasında oldukça değişkenlik göstermesine karşın çoğunlukla 0,01-0,06 mg/L-gün aralığında değişkenlik göstermektedir (Barbera vd., 2016; Gao vd., 2014; Hena vd., 2015; Hongyang vd., 2011; Irving ve Allen, 2011; Posadas vd., 2013; Qin vd., 2016; Rodolfi vd., 2009). Membran kullanılarak yapılan arıtım çalışmalarında ise 0,04 mg/L-gün değerinden daha büyük değerler elde edilmiştir (Gao vd., 2016; Honda vd., 2012; Marbelia vd., 2014; Xu vd., 2015).

Biyolojik reaktörlerde biyokütle artış ya da azalışının bir diğer göstergesi olan uçucu askıda katı madde analizlerine incelendiğinde ise çalışmamızda HBS 24 saat ve ÇY 6, 12 ve 24 gün olan çalışmalarda kararlı şartlara gelindiğinde UAKM/AKM oranı sırasıyla 0,823 0,80 ve 0,860 olarak bulunmuştur. Ayrıca ÇY 3 gün olarak sabit tutulan ve HBS 24, 48, 60 ve 72 saatlik çalışmalarımızda elde edilen UAKM/AKM

oranları ise sırasıyla 0,798, 0,736, 0,728, 0,795 olarak bulunmuştur. Literatürde incelenen çalışmalar arasında böyle bir göstergeye rastlanılmamıştır.

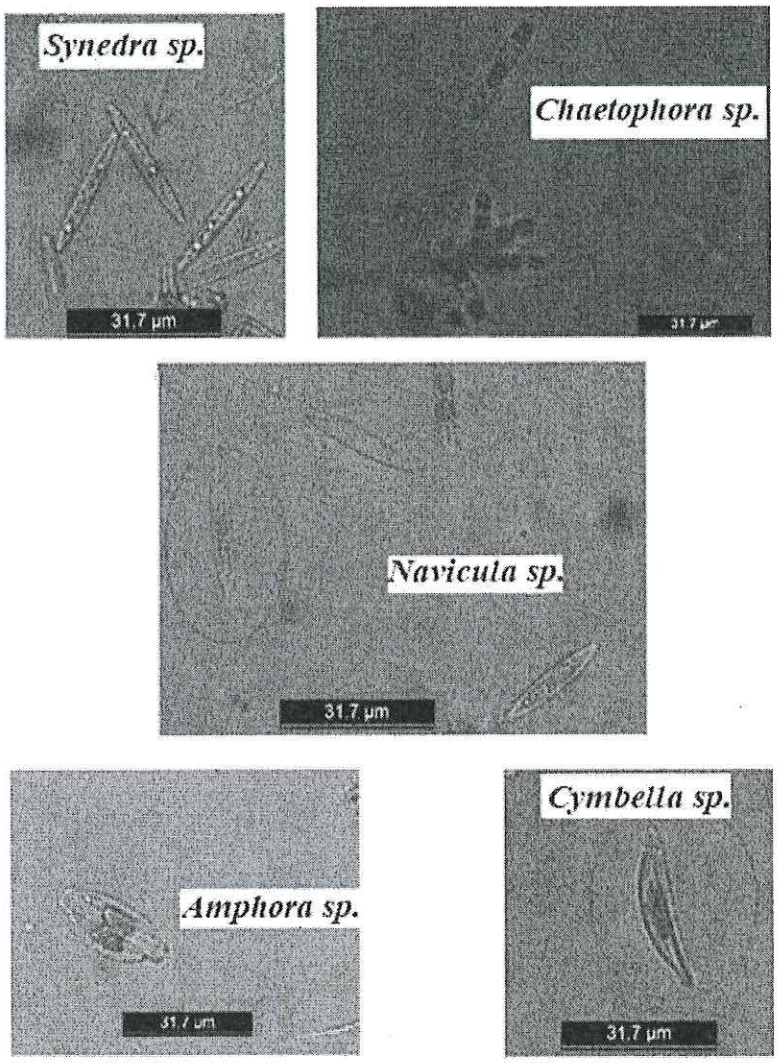
Diğer taraftan reaktörde üreyen biyokütlenin mikroalg olup olmadığının ne önemli göstergesi olan klorofil-a derişimleri de ölçülüp kaydedilmiştir. Buna göre çalışmamızda HBS 24 saat ve ÇY 6, 12 ve 24 gün olan çalışmalarda kararlı şartlarda klorofil-a derişimleri sırasıyla 10,71, 8,66 ve 8,42 mg/L olarak ölçülmüştür. Ayrıca ÇY 3 gün ve HBS 24, 48, 60 ve 72 saatlik çalışmalarımızda ise 11,54, 6,99, 6,38 ve 4,14 mg/L olarak ölçülmüştür. Literatürde incelenen çalışmalarda ise 3 ile 16 mg/L aralığında değerler not edilmiştir (Fernández-Linares vd., 2017; Praveen ve Loh, 2016; Ramsundar vd., 2017; Sutherland vd., 2014; Wang vd., 2014). Reaktördeki klorofil-a derişiminin AKM derişimine oranına bakıldığında HBS 24 saat ve ÇY 6, 12 ve 24 gün olan çalışmalarda 0,030, 0,014 ve 0,008 olarak hesaplanmıştır. ÇY 3 gün ve HBS 24, 48, 60 ve 72 saat olan çalışmalarımızda AKM/klorofil-a derişimlerinin oranı ise sırasıyla 0,033, 0,025, 0,030 ve 0,021 olarak ölçülmüştür. Elde edilen değerler literatür ile kıyaslanırsa ÇY arttıkça klorofil-a/AKM değerinin azaldığı görülmüştür. Ayrıca sonuçlara göre HBS düştükçe reaktördeki AKM derişimlerinin ve aynı zamanda klorofil-a derişiminin azaldığı açıktır.

Karışık kültürdeki mikroalg varlığı

Literatür araştırmalarında dikkat çekici en önemli hususlardan biri de araştırmacıların çok büyük kısmının tek tip kültür ile çalışmış olmalarıdır. Fakat çalışmamızda karışık kültür kullanılmış olması ve kararlı şartlarda baskın türlerin tespit edilmiş olması çalışmamıza yenilik katmıştır. Farklı ÇY'lerde ve HBS'lerde gözlemlenen mikroalglerin tamamı Şekil 4.11'de sunulmuştur. 2 günlük ÇY'de reaktörde üreme olmadığı ve biyokütle artışı ve nütriyent giderimi etkin olmadığı için değerlendirilme yapılmamıştır.

6 günlük ÇY'de aşılama yapıldığında %99 dan fazla *Amphora* sp.'nin baskın olduğu gözlemlenmiştir. İkinci haftalarda baskınlığını koruduğu fakat bunun yanında az miktarda *Chaetophora* sp.'nin de varlığı görülmeye başlamıştır. Üçüncü haftaya gelindiğinde yine *Amphora* sp.'nin baskınlığını koruduğu fakat *Chaetophora* sp.'nin varlığının yaklaşık %10-15 seviyelerine ulaştığı tespit edilmiştir. Kararlı şartların

oluştuğu günlerde ise yaklaşık %60-70 civarında *Amphora* sp. ve yaklaşık %30-40 civarında da *Chaetophora* sp. gözlemlenmiştir.



Şekil 4.11. Deneysel çalışmalarda gözlemlenen mikroalgler.

12 ve 24 ÇY'lerde ise yine aşılama yapıldığında yine %99 dan fazla *Amphora* sp.'nin baskın olduğu gözlemlenmiştir. İlerleyen günlerde *Amphora* sp.'nin baskınlığı devam etmekle birlikte günden güne de *Chaetophora* sp.'nin varlığında artış olmuş ve nihayet altıncı ve yedinci haftalarda sonra her iki ÇY'de de baskın olarak yaklaşık %90 civarında *Chaetophora* sp. ve bunun yanında da %5 civarında *Amphora* sp.'nin varlığı tespit edilmiştir.

3 günlük ÇY 'de 24, 48, 60 ve 72 saatlik HBS'lerde, ilk aşılamada *Amphora* sp. ve *Chaetophora* sp.'nin baskın olduğu, bunların yanında az bir miktarda *Navicula* sp. ve

çok az miktarda da Synedra sp.' nin varlığı gözlemlenmiştir. 24 saatlik HBS'de iki hafta sonra *Amphora* sp.'nin miktarı %10 seviyelerine kadar düşmüş fakat *Chaetophora* sp.'nin ise baskın duruma geçtiği tespit edilmiştir. Üçüncü haftalarda ve kararlı şartların oluştuğu son haftalarda ise yaklaşık %45 civarında *Chaetophora* sp. ve %45 civarında da *Navicula* sp. tespit edilmiştir. Kararlı şartlara ulaşıldığında 26. günde gözlemlenen mikroalglerden gözlemlenmiştir.

3 günlük ÇY'de 48 saatlik HBS'de ikinci haftada *Amphora* sp. ve *Navicula* sp. miktarı artarken *Chaetophora* sp. miktarı azalmış fakat diğer taraftan *Synedra* sp. ise kaybolmuştur. Karalı şartlara gelindiğinde ise *Amphora* sp. ve *Navicula* sp. miktarları neredeyse eşit iken çok az miktarda da *Chaetophora sp.* gözlemlenmiştir. 60 saatlik HBS'de 48 saatlik çalışmada duruma çok yakın durum gözlemlenmiştir. Fakat 72 saatlik HBS'de kararlı şartlarda gözlemlenen türlerin yarısı *Chaetophora sp.* ve diğer yarısı *Amphora sp.* olarak gözlenmiş fakat bunların yanında az miktarda *Navicula sp.* gözlemlenmiştir.

Karışık kültür ile yapılan önceki çalışmalara bakıldığında *Desmodesmus sp.*'nin baskın olduğunu tespit etmişlerdir (Komolafe vd., 2014). Ayrıca diğer bir çalışmada *Botryococcus braunii*'nin karışık kültürde baskın olduğu tespit edilmiştir (Honda vd., 2012). Mevcut çalışmalarımıza bakıldığında ise ÇY artıkça ortamdaki *Chaetophora* sp.'nin baskın duruma geçtiği açıktır. Tek tip kültür ile yapılan çalışmalarda kültürü izole etmek ve saflaştırmak için harcanan enerji ve diğer maliyetler sistemin zorlukları arasında sayılabilir. Ayrıca gerçek ölçekte dış ortamda yapılan çalışmalarda mevsimsel sıcaklık değişimleri de sistemdeki saf kültürün devamlılığını zorlaştıracağı için karışık kültür tek tip kültüre göre daha geniş kullanım alanına sahiptir.

Nütriyent giderim hızları

Literatürdeki klasik fotobiyoreaktörler ile yapılan arıtım çalışmaları sonuçları ile çalışmalarımızda elde edilen sonuçların kıyaslanması Çizelge 4.18'de sunulmuştur. Diğer taraftan literatürde membran kullanılarak yapılan arıtım çalışmaları ile mevcut çalışmalarımızdan elde edilen sonuçlar Çizelge 4.19'da verilmiştir. Buna göre HBS 24 saat ve ÇY 6, 12 ve 24 gün olan çalışmalarda kararlı şartlardaki TN giderim hızları sırasıyla 4,02, 5,05 ve 4,88 mg/L-gün olarak hesaplanmıştır.

Çizelge 4.18. Optimum sonuçların klasik fotobiyoreaktörler ile kıyaslanması.

		Giderim Hızları												
		TN (mg/L-gün)	PO_4-P (mg/L-gün)	N/P oranı	Hacimsel Mikroalg Üretim Hızları (gr/L-gün)	Reaktör AKM (mg/L)	ÇY (gün)	HBS (gün)	İşletme zamanı (gün)	İşletme	Mikroalg türü	Besleme	V (L)	Aydınlanma	T (^oC)
Bu çalışma (ÇY:3 g HBS:24 sa)	0,45 µm	5,55	0,40	13,88	0,118	355	3	1	37	Sürekli	%45 *Chaetophora* sp. %45 *Navicula* sp.	Sentetik Arıt. Atıksu.	5,5	12/12 6000 lüx	23±2
Bu çalışma[1] (ÇY:3 g HBS:24 sa)	0,45 µm	1,37	0,40	3,39	0,037	110,7	3	1	35	Sürekli	*%70 Navicula* sp. *%15 Amphora* Sp.	Evsel arıtma çıkışı	5,5	12/12 6000 lüx	23±2
(Cho vd., 2017)	Klasik	23,25	8,05	-	0,117	-	-	-	8,05	Kesikli	*Chlorella* sp. bakteriyel konsorsiyum	Gerçek Arıt. Atıksu	1	80 µmol/m^2-s	23-27
(Xin vd., 2010)	Klasik	0,24	0,69	1,02	-	-	-	-	-	-	*Scenedesmus* sp.	BG-11 + Nütriyent ilaveli	-	55–60 µmol/m^2-s 14/10	25
(Hongyang vd., 2011)	Klasik	40,32	5,76	7,00	0,64	2000	-	-	-	Kesikli	*C. Pyrenoidosa*	Soya fasulyesi atık suyu	-	40,5 µmol/m^2-s 14/10	27±1
(Sutherland vd., 2014)	Klasik	3,70	0,63	5,87	0,068	174	-	-	-	-	*Mucidosphaerium Pulchellum (%90)*	Gerçek Ön Çök. Çıkış	8 000	-	-
(Tang ve Hu, 2016)	Klasik	1,96	0,58	3,38	0,043	163	4	4	12	Sürekli	*Chlorella* sp.	Sentetik Arıt. Atıksu	7,8	-	23± 2
(Fang Ji vd., 2014a)	Klasik	4,54	0,29	15,66	0,029	412	-	-	14	Kesikli	*Desmodesmus* sp.	%10,0 Anaerobik Çürütücü çıkışı	-	120 ± 2 µmol/m^2-s	214±1
(Gao vd., 2014)	Klasik	0,59	0,08	7,38	0,010	251	-	-	15	Kesikli	*C. Vulgaris*	Gerçek Arıt. Atıksu	10	8000 lüx	25±1

Çizelge 4.19. Optimum Sonuçların membran fotobiyoreaktörler ile kıyaslanması.

	Membran	Giderim Hızları TN (mg/L-gün)	PO_4-P (mg/L-gün)	N/P oranı	Hacimsel Mikroalg Üretim Hızları (gr/L-g)	Reaktör AKM (mg/L)	HBS (gün)	ÇY (gün)	İşletme zamanı (gün)	Mikroalg türü	Besleme	V (L)	Aydınlanma	T (^oC)	Havalandırma
Bu çalışma[1] (ÇY:3 g HBS:24 sa)	PVDF HF 0,45 µm	5,55	0,40	13,88	0,118	355	1	3	37	*%45 Chaetophora* sp. *%45 Navicula* sp.	Sentetik Arıt. Atıksu	5,5	6000 lüx	23±2	Hava 6L/dk
Bu çalışma[1] (ÇY:3 g HBS:24 sa)	0,45 µm	1,37	0,40	3,39	0,037	110,7	1	3	35	*%70 Navicula* sp. *%15 Amphora* sp.	Evsel arıtma çıkışı	5,5	12/12 6000 lüx	23±2	Hava 6L/dk
(Zhen-Feng vd., 2011)[1]	PVDF HF 0,2 µm	1,50	0,17	8,82	-	220	22-11	-	16	*Scenedesmus* sp.	Arıt. End. Atıksu	1300	6000 lüx	-	Hava
(Tang ve Hu, 2016)[1]	PVDF HF 0,40 µm	7,75	2,46	3,15	0,082	809	1	10	30	*Chlorella* sp.	Sentetik Arıt. Atıksu	12,8	200 ± 15 µmol/m^2-s	23 ± 2	-
(Boonchai ve Seo, 2015)[1]	HDPE HF 0,40 µm	6,25	0,48	13,02	0,055	600-700	2	-	18	*Chlorella* sp. *ve C. vulgaris*	Sentetik Arıt. Atıksu	3,6	50 µmol/m^2-s	25±2	Hava 4L/dk
(Gao vd., 2014)[2]	PVDF HF 0,45 µm	4,13	0,43	9,57	0,039	659	-	-	15	*C. vulgaris*	Gerçek Arıt. Atıksu	11	8000 lüx	25±2	Hava
(Gao vd., 2015)[1]	PVDF HF 0,1 µm	6,19	0,35	5,00	0,052	948	2	-	20	*C. vulgaris*	Sentetik Arıt. Atıksu	200	8000 lüx	25±2	Hava +%4 CO_2
(Honda vd., 2012)[1]	PVDF HF 0,1 µm	6,90	0,071	-	0,048	923	1	18	46	Baskın *Botryococcus braunii*	Sentetik Arıt. Atıksu	9	50W/m^2	25-40	Hava +%1 CO_2
(Marbelia vd., 2014)[1]	4 sheets (PE)	-	-	15,5–22,8	0,060	590	5	2	-	C. vulgaris	Sentetik Arıt. Atıksu	25	2 x36W		Hava +5 L/dk
(Xu vd., 2015)[1]	PVDF HF 0,1 µm	9,06	1,72	5,28	0,072	895	1	10	50	*C. vulgaris*	Gerçek Arıt. Atıksu	4,9	150 µmol/m^2-s 12/12	-	-
(Gao vd., 2016)[1]	PVDF HF 0,1 µm	1,389	0,087	34,9	0,043	≈1000	1	-	16	*C. vulgaris ve S. Obliquus*	Aquakültür Atıksu	4	9000Lux	23±2	Hava +CO_2 0,5L/dk

1: Sürekli beslemeli sistem
2: Kesikli belemeli sistem

Ayrıca yine belirtilen ÇY'lerde PO_4-P giderim hızları ise sırasıyla 0,29, 1,36 ve 1,6 mg/L-gün olarak bulunmuştur. Çamur yaşının artmasıyla PO_4-P giderim hızının arttığı görülmektedir. Burada temel etmelerden birisi pH ayarlamasında fosfor giderimi diğeri ise yüksek çamur yaşlarında klorofil-a/AKM oranını çamur yaşı arttıkça artması sebebiyle biyokütle içerisinde aktif çamur mikroorganizmalarının PO_4-P giderimine katkı sağlaması olarak açıklanabilir. Bunlara ek olarak ÇY 3 gün olarak sabit tutulan ve HBS 24, 48, 60 ve 72 saatlik çalışmalarımızda elde edilen TN giderim hızları sırasıyla 5,55, 2,98, 3,32 ve 2,83 mg/L-gün hesaplanmıştır. Yine PO_4-P giderim hızları ise belirtilen HBS'lerde sırasıyla 0,40, 0,19, 0,28 ve 0,23 olarak hesaplanmıştır.

Literatüre bakıldığında katı-sıvı ayrımında membran kullanılmayan ve *Desmodesmus* sp. kültürü ile yapılan arıtım çalışmasında TN giderim hızını 4,52 mg/L-gün ve PO_4-P giderim hızını 0,29 olarak bulmuştur (Fang Ji vd., 2014a). Yine çamur atımının yapılmadığı ve spesifik bir kültür olan *Chlorella vulgaris* ile yapılan arıtım çalışmasında 0,59 mg TN/L-gün ve 0,08 mgPO_4-P/L-gün değeri elde edildiği bildirilmiştir (Gao vd., 2014). Ayrıca *Scenedesmus* sp. kültürü ile yapılan farklı bir arıtım çalışmasında 0,245 mg/L-gün TN giderim hızına ve 0,69 mg/L-gün P giderim hızına ulaşıldığı tespit edilmiştir (Xin vd., 2010).

Membran kullanılarak yapılan arıtım çalışmalarına bakıldığında *C. Vulgaris* kültürü ile sentetik atıksuyun artımı yapılmış ve HBS'nin 2 gün olmasına karşın hiç çamur atımının yapılmadığı bildirilmiştir. Bu çalışmada 6,19 mg/L-gün N giderim hızı ve 0,35 mg/L-gün P giderim hızının tespit edildiği bildirilmiştir (Gao vd., 2015). Yine sentetik atıksu ve yine *C. Vulgaris* kültürünün kullanıldığı farklı bir çalışmada 1 günlük HBS'ye karşın 10 günlük ÇY'de 7,75 mg/L-gün N ve 2,46 mg/L-gün P giderim hızına ulaşıldığı bildirilmiştir (Tang ve Hu, 2016). 18 günlük ÇY ve 1 günlük HBS ile baskın kültür olarak *Botryococcus braunii* 'nin kullanıldığı farklı bir çalışmada 6,9 mg/L-gün TN giderim hızına ve 0,071 gün P giderim hızına ulaşıldığı bildirilmiştir (Honda vd., 2012). Diğer taraftan *C. Vulgaris* kültürü ile ÇY 10 gün ve HBS 1 gün olan arıtım çalışmasında 9,06 mg/L-gün N giderim hızına 1,72 mg/L-gün P giderim hızına ulaşıldığı bildirilmiştir (Xu vd., 2015).

TN ve PO_4-P giderim verimleri incelenecek olursa elde edilen değerler literatür ile kıyaslanmış ve Çizelge 4.20'de sunulmuştur. Buna göre optimum kabul edilen 3

Çizelge 4.20. Giderilen TN ve PO_4-P miktarlarının literatür ile kıyaslaması.

		Bu Çalışma (sentetik) ÇY:3g HBS:24sa	**Bu Çalışma (Kaski) ÇY:3g HBS:24sa**	**(Gao vd., 2016)**	**(Gao vd., 2015)**	**(Boonchai ve Seo, 2015)**	**(Marbelia vd., 2014)**		**(Honda vd., 2012)**	**(Tang ve Hu, 2016)**	**(Xu vd., 2015)**
		Membran	Membran	Membran	Membran	Membran	Membran	Klasik	Membran	Membran	Membran
TN	Giriş (mg/L)	18,35	2,45	6,81	15,0	18,8	7,48	22,1	6,90	11,84	9,51
	Çıkış (mg/L)	12,8	1,08	0,95	5,80	6,3	1,69	13,0	0,62	4,58	0,447
	Giderilen Miktar (mg/L)	5,55	1,37	5,86	9,20	12,5	5,79	9,1	6,28	7,26	9,063
	Giderim Yüzdesi	30,25	55,9	86,10	61,33	66,49	77,41	41,18	91,01	61,32	95,30
	Giderim Hızı (mg N/ L-gün)	5,55	1,37	1,39	4,87	6,25	5,79	9,1	6,28	1,96	9,06
TP	Giriş (mg/L)	8,81	0,48	0,42	0,80	1,00	1,69	2,17	0,15	2,41	1,81
	Çıkış (mg/L)	8,41	0,08	0,07	0,12	0,044	0,18	1,08	0,08	0,49	0,092
	Giderilen Miktar (mg/L)	0,4	0,40	0,35	0,68	0,956	1,51	1,09	0,07	1,92	1,718
	Giderim Yüzdesi	4,54	83,6	82,70	85,00	95,60	89,35	50,23	46,67	79,67	94,92
	Giderim hızı (mg P/ L-gün)	0,40	0,40	0,09	0,35	0,48	-	-	-	0,58	1,72
Hacimsel Mikroalg Üretim Hızı (g/L-gün)		0,118	0,037	0,082	0,04	0,052	0,055	0,06	-	0,043	0,072

günlük çalışmamızda giriş TN değeri 18,35 mg/L iken çıkış değeri 12,80 mg/L olarak bulunmuştur. Yani mevcut şartlarda günde 5,55 mg/L N giderimi yapılmıştır. Literatüre bakıldığında giriş N derişimi 22,1 mg/L olan ve membran kullanmayan bir araştırmada çıkış N derişimi 13,0 mg/L olduğu ve 9,1 mg/L N gideriminin yapıldığı ve %41,18 oranında giderim yapıldığı bildirilmiştir (Marbelia vd., 2014). Membranların kullanıldı sistemlere bakıldığında 9,51 mg/L N girişi varken çıkış suyunda 0,447 mg/L N ölçümü yapılmış ve 9,063 mg/L N giderimi yapıldığı ve buna göre de %95,3 oranında yüksek giderim verimi elde edildiği bildirilmiştir (Xu vd., 2015). Aynı şekilde 15 mg/L N girişi, 5,85 mg/L N çıkışı sonucunda 9,2 mg/L N giderimi yapılan başka bir çalışmada %61,33 oranında giderim verimi bildirilmiştir (Gao vd., 2015). Farklı çalışmalarda da 1,39 ile 6,28 mg/L arasında N giderimi yapılması karşın %40 ile %91 oranında giderim verimi elde etmişlerdir (Boonchai ve Seo, 2015; Gao vd., 2016; Tang ve Hu, 2016). Dolayısıyla çalışmamızda N giderim veriminin %30 ve P giderim verimin %4 civarında olmasının nedeni giriş derişimlerinin yüksek olmasından kaynaklanmaktadır.

Tüm sonuçlar göstermektedir ki çalışmalarımızda elde edilen değerler ile membran kullanılmadan yapılan arıtım çalışmaları kıyaslanacak olursa çalışmalarımızda kabul edilebilir derecede nütriyent giderimi elde edildiği ortadadır. Bunun yanında membran kullanımı yapılan çalışmalara göre makul ve kabul edilir bir oranda nütriyent giderimin yapıldığı söylenebilir. Fakat karışık kültür ile bu giderimlere ulaşmış olması mevcut çalışmamızı olayı oldukça dikkat çekicidir.

Biyokütledeki N/P oranlarının kıyaslanması

Literatürde biyokütlede element analizler yapılmıştır ve elde edilen bu değerlere göre mikroalg hücresinin birim ağırlığındaki N veya P oranının göstergesi elde edilmiştir. Buna göre *C. Vulgaris* kültürünün teorik bileşeni $CO_{0,48}H_{1,8}3N_{0,11}P_{0,01}$ olarak hesaplanmıştır (Chisti, 2007). Bu formüle göre hücre bünyesinde %6,59 N ve %1,33 P bulunduğunu belirtmiş ve N/P oranı ise 4,97 olarak hesaplamıştır. Başka bir araştırmacı grup ise yine *C. Vulgaris* kültürünün formülünü $CO_{1,176}H_{0,459}N_{0,148}S_{0,06}P_{0,01}$ olarak bildirmiş ve %13,16 N ve %1,97 P bulunduğunu belirtmiş ayrıca N/P oranı ise 6,68 olarak hesaplamıştır (Hadj-Romdhane vd., 2012). Farklı bir araştırmada N değeri %6,31, P değeri %0,87 N/P oranı ise 7,23 olarak

bulunmuştur (Hongyang vd., 2011). Çeşitli araştırmacılar tarafından elde edilen bu değerler Çizelge 4.21'de sunulmuştur.

Çizelge 4.21. Mikroalg hücresinin temel bileşenleri.

Elementler	Atom Ağırlıkları	(Hadj-Romdhane vd., 2012)	(Chisti, 2007)	(Hongyang vd., 2011)	(Karapinar Kapdan ve Aslan, 2008)
C	12	1	1	106	106
H	1	1,176	1,83	263	181
O	16	0,459	0,48	110	45
N	14	0,148	0,11	16	16
S	32	0,006	0	0	0
P	31	0,01	0,01	1	1
Toplam ağırlık		15,75	23,36	3550	2428
%C		76,19	51,37	35,83	52,39
%N		13,16	6,59	6,31	9,23
%P		1,97	1,33	0,87	1,28
N/P		6,68	4,97	7,23	7,23

Mikroalg bünyesinde yapılan element analizlerinden elde edilen bu değerler neticesinde mikroalg hücresinin birim ağırlığında bulunan N veya P oranının göstergesi elde edilmiş olsa bile diğer taraftan arıtım çalışmalarında giderilen N ve P değerlerine göre de N/P oranı da hesaplanabilmektedir. Buna göre yapılan arıtım çalışmalarında N ve P giderimlerinin tamamı mikroalg hücresi tarafından yeni hücre sentezinde kullanıldığı kabulü yapılarak giderilen %N değerinin giderilen %P değerine bölünmesi ile elde edilen N/P değeri literatürde mikroalg hücresinin bileşenleri olarak kabul görmüş ve bu hesaba göre yapılan bazı çalışmalar Çizelge 4.22'de sunulmuştur.

Çizelge 4.22. N/P oranının literatürle kıyaslanması.

	%N	%P	N/P	
Bu Çalışma-ÇY:3gün, BHS: 24 sa	5,55	0,4	13,88	%45 *Chaetophora* sp. %45 *Navicula* sp.
(Hadj-Romdhane vd., 2012)	13,16	1,97	6,68	*Chlorella vulgaris*
(Chisti, 2007)	6,59	1,33	4,97	"
(Rittmann ve McCarty, 2012)	9,23	1,28	7,23	"
(Hongyang vd., 2011)	6,31	0,87	7,23	*Chlorella pyrenoidosa*
(Gao vd., 2014)	10,34	1,08	9,57	*Chlorella vulgaris*
(Fang Ji vd., 2014a)	4,542	0,29	15,66	*Desmodesmus* sp.
(Barbera vd., 2016)	6,96 6,09	1,36 0,77	5,12 7,91	*Scenedesmus Obliquus*
(Xin vd., 2010)	-	-	2:1-20:1	*Scenedesmus* sp.
(Tang ve Hu, 2016)	7,37 4,44	1,93 1,88	3,82 2,36	*Chlorella* sp.
(Sutherland vd., 2014)	8,04	1,36	5,91	*Mucidosphaerium Pulchellum* (90%)
(Martınez vd., 2000)	-	-	12,90	*Scenedesmus Obliquus*
(Kim vd., 2013)	-	-	16,00	*Chlorella Sorokiniana*

Giderim hızlarından elde edilen değerlere göre membran kullanılmadan klasik yöntemler ile *Chlorella vulgaris* kültürü kullanarak gerçek atıksu arıtımı çalışmasında N/P oranını 7,78 olarak bildirilmiştir (Gao vd., 2014). Yine membran kullanılmayan sistemlerde ve *Desmodesmus* sp. kültürü ile yapılan fakat besleme suyu olarak anaerobik arıtma çıkışının belirli oranlarda seyreltilerek kullanıldığı çalışmada N/P oranını 15,66 olarak bulmuşlardır (Ji vd., 2014a).

Membran kullanılan çalışmalarda ise yine *Chlorella vulgaris* kültürü ile ve gerçek atıksu kullanarak yapılan arıtım çalışmasında N/P oranı 5,28 olarak hesaplanmıştır (Xu vd., 2015). Fakat sentetik atıksuyu membran fotobiyoreaktörde *Chlorella vulgaris* ve *Chlorella* sp. kültürü ile yapılan başka bir çalışmada N/P oranını 13,02 olarak bulmuştur (Boonchai ve Seo, 2015). Diğer taraftan ön çöktürmesi yapılmış atıksuda *Mucidosphaerium Pulchellum* (%90) baskın türünün kullanıldığı arıtım çalışmasında N/P oranı 5,8 olarak hesaplanmıştır (Sutherland vd., 2014). Çalışmamızda 24 saatlik HBS'de 3, 6, 12 ve 24 günlük ÇY çalışmalarımızda N/P oranı ise sırasıyla 13,88, 13,86, 3,71, 3,03 olarak bulunmuştur ki bu değerler de kabul edilebilir aralıklardaki değerlerdir.

Kuru biyokütlenin yağ ve protein oranı

Çalışmalarımız sonucunda elde edilen kuru biyokütlelerde yapılan % yağ ve % protein analizleri ile literatür değerleri kıyaslanıp Çizelge 4.23'te sunulmuştur. Literatürde yapılan incelemelerde çeşitli araştırmacıların elde ettiği yağ ve protein oranları incelendiğinde BG-11 kültür ortamında *S. Dimorphus* ile yapılan kültivasyon çalışmasında %27,5-36,6 oranında yağ ve %15-33 oranında ise protein tespit edilmiştir (Wang vd., 2013). Yine f/2 yapay ortamı kullanarak *Isochrysisaff galbana* kültürü ile yapılan farklı bir araştırmada biyokütlede %29,6 oranında yağ ve %45,31 oranında protein olduğu bildirilmiştir (Valenzuela-Espinoza vd., 2002).

Zarrouk ortamı ile *S. Platensis* kültürü kullanarak yapılan bir araştırmada %7,68 yağ ve %68,1 protein elde edildiği bildirilmiştir. Aynı araştırmacı grup ayrıca yapay insan idrarını besleme suyu olarak kullanmış ve yine *S. Platensis* kültürü ile yaptıkları çalışmada %19,8 yağ ve %35,4 protein elde ettiklerini bildirilmiştir. Bu araştırmacı grup karbon kaynağı ilave ederek %17,5 yağ, %56,4 oranında da protein elde etmeyi başarmıştır (Chang vd., 2013). Yapay ortam yerine sentetik ikincil arıtım

Çizelge 4.23. Protein ve yağ oranlarının literatür ile kıyaslanması.

	Yağ (%)	Protein (%)	Mikroalg türü	Besleme	V (L)
Bu çalışma (ÇY:3g, HBS:24 sa)	8,9	34,2	*%45Chaetophora* sp. *%45 Navicula* sp.	Sent. Arıt. Atıksu	5,5
(de Assis vd., 2017)	2,9-5,6	23,6-29	*Bacterial-microalgae consortia*	Sent. Arıt. Atıksu	1000
(Ramsundar vd., 2017)	Max: 22,3	Max 23,66	*Chlorella sorokiniana*	Gerç. Arıt. Atıksu	
(Fernández-Linares vd., 2017)	7-49	TWw:14,6-27,9 TWw+B: 26,9-47,67	*C. vulgaris* *C. vulgaris*	Gerç. Arıt. Atıksu Gerç. Arıt. Atıksu+Nütriyent	0,8
(Cho vd., 2017)	14-22	-		Gerç. Ham Arıt. Atıksu	1
(Han vd., 2014)	25,92-27,76	-	*Chlorella* sp., *C. ellipsoidea* *S. bijuga, S. quadricauda*	Sent. Ham. Atıksu	1
(Praveen ve Loh, 2016)	23,2 ± 4,8	-	*C. vulgaris*	Sent. Arıt. Atıksu	-
(Martınez vd., 2000)	-	11,8	*S. obliquus*	Gerç. Arıt. Atıksu	-
(Olsson vd., 2014)	B=7,36 C=2,99	B=25,95 C=25,91	-	-	-
(Batista vd., 2015)	*S. Obliquus.*= 32,7 *C. vulgaris* =56,1 *Consortium* C=51,6	*S. Obliquus.*= 8,1 *C. vulgaris* =10 *Consortium C*=13,6	-	Kentsel atıksu	-
(YJi vd., 2014c)	13,47–25,4	36,01–50,65	*C. vulgaris*	Monosodium glutamate	-
(Hongyang vd., 2011)	9,34	37,00	*Chlorella pyrenoidosa*	Soya fasülyesi pros. atıksuyu	-
(Rodolfi vd., 2009)	32-60				20
(Ruiz-Marin vd., 2010)	10–11	16–17	*S. Obliquus*	Sent. Arıt. Atıksu	3
(Valenzuela-Espinoza vd., 2002)	29,6	45,31	*Isochrysisaff galbana*	f/2 ortamı	18
	7,8	68,1		ZM	1,2
(Chang vd., 2013)	Saf SHU:19,8 CH_3COONa eklenmişSHU:17,5	Saf SHU:35,4 CH_3COONa eklenmiş SHU:56,4	*Spirulina platensis*	Sentetik insan idrarı (SHU)	-
	SafRHU:17,2 CH_3COONa eklenmişRHU:17,9	SafRHU:36,2 CH_3COONa eklenmiş RHU:60,2		Gerçek insan idrarı (RHU)	-
(Converti vd., 2009)	*Nannochloropsis oculata* 5,31	*C. vulgaris*:16,41	-	Bold Basal Medium ve Guillard f2	2

Çizelge 4.23. (devam). Protein ve yağ oranlarının literatür ile kıyaslanması.

(Ra vd., 2015)	17-40	-	-	f/2 ortamı +N kaynağı	5
(Wang vd., 2013)	27,5-36,6	15-33	*Scenedesmus dimorphus*	BG-11 kültür ortamı	5-20
(Grote, 2016)	-	8,62-20,62	*P. Palmata*	Özel nütriyent ortamı	
(Ji vd., 2015)	19,7-21,9	-	-	Bold Basal ortamı	-
(Xin vd., 2010)	30-53	-	*Scenedesmus* sp.	BG-11 + Nütriyent ilaveli	-

suyunun kullanıldığı bir araştırmada *S. Obliquus* türü kullanılmış ve %10-11 yağ ve %16-17 oranında protein elde edildiği bildirilmiştir (Ruiz-Marin vd., 2010). Ayrıca *C. Vulgaris* kültürü ile sentetik arıtılmış atıksuda yapılan çalışmada %23,2 oranında yağ tespit edilmiştir (Praveen ve Loh, 2016). Deneylerimiz sonucunda %8,90 yağ ve %34,2 protein bulunmuştur ki bu değerlerde karışık mikroalg kültürünün içerdiği oranları göstermektedir.

Çalışmanın son aşamasında, sentetik atıksuda elde edilen optimum ÇY ve HBS'de gerçek atıksu beslenerek reaktörün performansları izlenmiştir.

4.2. Gerçek Atıksu ile Yapılan Çalışmalar

Kayseri OSB Evsel ve Endüstriyel Atıksu Arıtma Tesisi çıkış suları ve Kayseri Büyükşehir Belediyesi Su ve Kanalizasyon İdaresi'ne bağlı atıksu arıtma tesisi çıkış suları hiçbir ön işleme tabi tutulmaksızın besleme suyu olarak kullanılmıştır. Tesis çıkışlarından alınan atıksuların ortalama Çizelge 4.24'te verilmiş ve yapılan çalışmalar aşağıdaki sunulmuştur.

Çizelge 4.24. Atıksu arıtma tesislerinin ortalama deşarj değerleri.

Parametre	Birim	KOSB AAT Çıkış Suyu	KASKİ AAT Çıkış Suyu
İletkenlik	mS/cm	4560 (±1250)	1220 (±350)
pH		7,65 (±0,8)	7,88 (±1,1)
AKM	mg/L	25 (±12,5)	18 (±8,5)
KOİ	mg/L	65 (±53)	41 (±35)
BOI_5			12 (±9)
Top-N	mg/L	4,65 (±4,40)	5,15 (±4,78)
NH_4-N	mg/L	2,67 (±1,14)	3,7 (±2,95)
NO_3-N	mg/L	0,85 (±4,37)	1,4 (±0,11)
TP	mg/L	0,65 (±0,42)	0,61 (±0,37)
PO_4-P	mg/L	0,25 (±0,19)	0,36 (±0,35)
Renk	Pt-Co	85 (±0,65)	-

4.2.1. Kayseri OSB AAT çıkış suları ile reaktörün beslenmesi

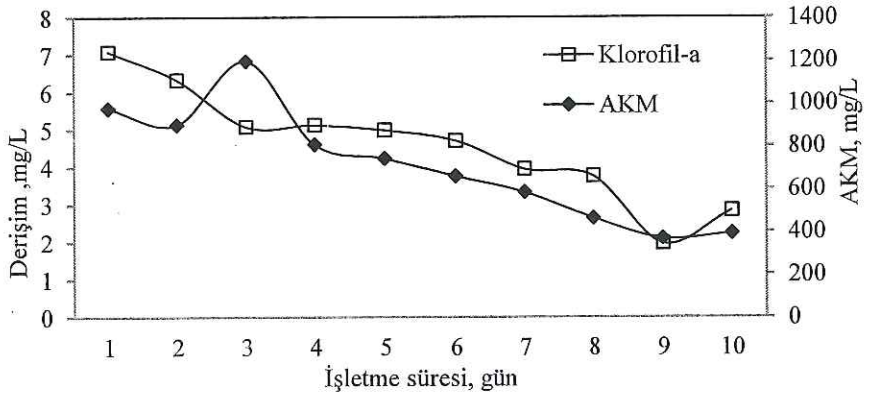
4.2.1.1. ÇY 3 gün denemesi

Giriş ve çıkış sularında yapılan analizler ve sonuçları Çizelge 4.25'te sunulmuştur. Alınan numunelerde yapılan analizlerde elde edilen sonuçlar Şekil 4.12'de gösterilmiştir.

Çizelge 4.25. Kayseri OSB AAT çıkış suyu ile ÇY 3 gün, HBS 24 saatlik çalışmada elde edilen veriler.

Günler	Reaktör Biyokütle, mg/L		TN, mg/L		PO_4-P, mg/L	
	AKM	Klorofil-a	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış
1	976	7,09		4,48	0,072	0,072
2	898	6,34	4,48	3,03		<0,01
3	1196	5,08		2,67	0,120	
4	806	5,13	6,23	2,91		<0,01
5	742	4,99		3,72	0,140	0,009
6	658	4,71	6,66	4,03		<0,01
7	584	3,95		2,41	0,233	<0,01
8	462	3,76	2,61	1,71		
9	368	1,97		1,32	0,096	<0,01
10	392	2,85	2,09	1,73		0,009

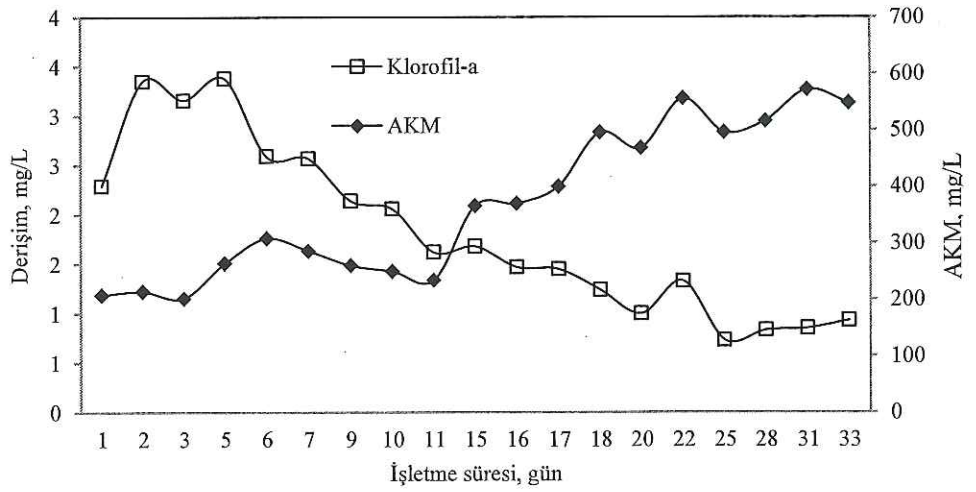
AKM derişimi 976 mg/L ile başlanmış, 10 gün sonunda 392 mg/L'ye kadar düşmüş, aynı şekilde başlangıç klorofil-a derişimi de 7,09 mg/L'den den 2,85 mg/L'ye kadar düşmüştür. Buna göre reaktör içerisinden bir seyrelme olduğu açıktır, yani sistemden atılan mikroalg miktarı üreyenden fazladır. Ayrıca arıtma verimi kontrol edildiğinde TN ve PO_4-P giderimi olmakla birlikte reaktör içerisindeki mikroalg derişimi düştükçe giderim veriminin de düştüğü görülmüştür. Daha iyi verim elde etmek için 6 günlük ÇY denenmiştir.



Şekil 4.12. Kayseri OSB AAT çıkış suyu ile ÇY 3 gün, HBS 24 saatlik çalışmada parametrelerin değişimi.

4.2.1.2. ÇY 6 gün denemesi

Çalışma boyunca yapılan analizlerde elde edilen sonuçlar aşağıdaki Çizelge 4.26'da verilmektedir. Ayrıca giriş ve çıkış sularından alınan numunelerde yapılan analizlerde elde edilen sonuçlar Şekil 4.13'te sergilenmiştir.



Şekil 4.13. Kayseri OSB AAT çıkış suyu ile ÇY 6 gün, HBS 24 saatlik çalışmada parametrelerin değişimi.

Buna göre başlangıç AKM derişimi 208 mg/L olarak ölçülmüş ve AKM derişimi 33 gün sonunda 548 mg/L'ye kadar yükselmiştir, fakat başlangıç klorofil-a derişimi 2,08 mg/L den 0,93 mg/L'ye düşmüştür. AKM derişimindeki artış klorofil-a derişiminde yaşanmadığı için reaktörde mikroalgler yerine aktif çamur mikroorganizmalarının arttığı söylenebilir.

6 günlük ÇY'de yapılan çalışmada klorofil-a derişiminde artış gözlemlenmediği için daha yüksek bir ÇY denenmiştir.

Çizelge 4.26. Kayseri OSB AAT çıkış suyu ile ÇY 6 gün, HBS 24 saatlik çalışmada elde edilen veriler.

Günler	Reaktör Biyokütle, mg/L		TN, mg/L		PO_4-P, mg/L	
	AKM	Klorofil-a	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış
1	208	2,29				
2	214	3,35				
3	202	3,16				
5	264	3,38	7,77	6,85	0,06	<0,01
6	308	2,59		4,98		
9	260	2,14	4,50	3,99	0,12	
10	250	2,06		2,89		<0,01
11	234	1,62				
15	366	1,68	6,65	4,95	0,75	
16	370	1,47		5,93	0,75	<0,01
17	400	1,45				
18	496	1,24			0,08	<0,01
20	468	1,00	9,08	7,74		
22	556	1,33			0,08	<0,01
23	496	0,73	9,08	7,23		<0,01
28	516	0,83		7,23	0,05	
31	572	0,85	9,99	8,41		
33	548	0,93		8,57	0,05	<0,01

4.2.1.3. ÇY 24 gün denemesi

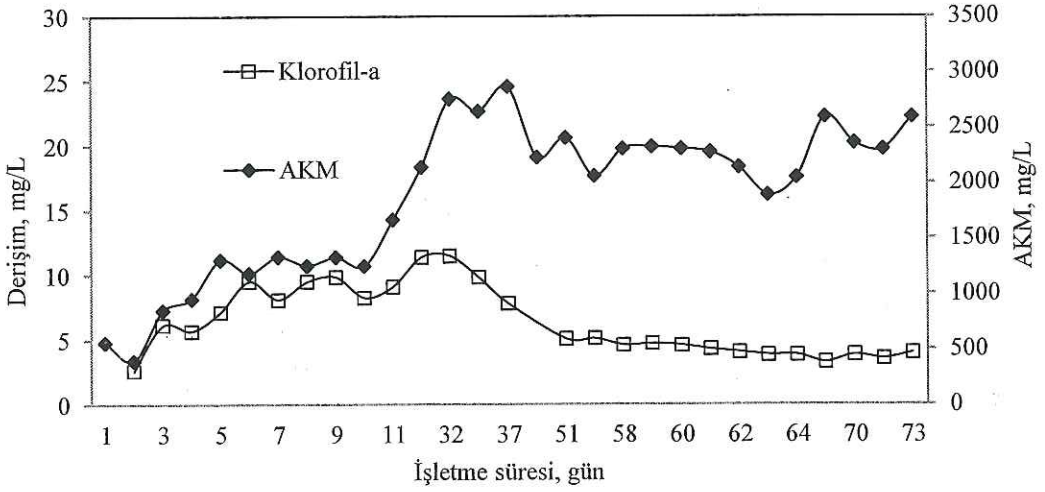
Yapılan analizler sonucunda elde edilen değerler Çizelge 4.27'de verilmiştir. Elde edilen sonuçlara göre bazı parametrelerin değişimi Şekil 4.14'te verilmektedir. 560 mg/L AKM derişimi ile başlanan reaktörde 73 gün sonunda 2592 mg/L'ye yükselmiş, aynı şekilde başlangıç klorofil-a derişimi 2,55 mg/L'den 32 günde 11,50 mg/L'ye yükselmiş fakat ardından düşüşe geçerek 4,31 mg/L'ye kadar düşmüştür.

Çizelge 4.27. Kayseri OSB AAT çıkış suyu ile ÇY 24 gün, HBS 24 saatlik çalışmada elde edilen veriler.

Günler	Reaktör Biyokütle, mg/L		KOI, mg/L		TN, mg/L		PO_4-P, mg/L	
	AKM	Klorofil-a	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış
1	360	2,55						
2	396	2,61						
3	848	6,14	45,50	41,85	4,48	2,75	0,072	0,009
4	954	5,68				2,76		
5	1304	7,14				2,63		
6	1184	9,53	57,16	52,22	4,48	3,20	0,140	<0,01
7	1332	8,11						
8	1252	9,51	65,01	62,22	2,61	2,49	0,233	0,009
9	1328	9,87						
10	1248	8,27						
11	1666	9,11	49,95	42,74	2,09	1,74	0,096	<0,01
24	2142	11,40						
32	2756	11,50						
34	2644	9,85						
37	2866	7,81	55,80	49,80	4,30	1,17	0,600	<0,01
49	2228	6,35						
51	2404	5,07						
52	2060	5,12	62,35	61,40	6,70	4,80	0,880	<0,01
58	2308	4,60			9,08			
59	2324	4,73						
60	2308	4,59		58,91		6,10	0,095	<0,01
61	2276	4,29						
62	2140	4,07	67,77	60,95	9,08	7,43	0,062	
63	1892	3,85						
64	2048	3,85	51,85	50,55	6,40	4,91	0,112	<0,01
67	2596	3,29		45,58		5,90		
70	2360	2,87		44,55		9,76	0,090	<0,01
71	2304	3,57			9,99	8,21		
73	2592	4,31	45,88	41,52		9,59	0,058	<0,01

Çalışma esnasında ilk haftalarda AKM derişimi artarken klorofil-a derişiminde de artış gözlemlenmiştir. Fakat 4. haftadan sonra AKM derişiminde artış gözlemlenirken klorofil-a derişiminde ise düşüş gözlemlenmiştir. Bu durum sistemde bakteri kültürlerinin çoğalması neticesinde ortamın ışık geçirgenliğini azalması sonucu alglerin ışığı kullanamaması neticesinde çoğalamamasına bağlanabilir. Arıtma verimi kontrol edildiğinde TN giderimi maksimum %41,29 a çıkabilmiştir.

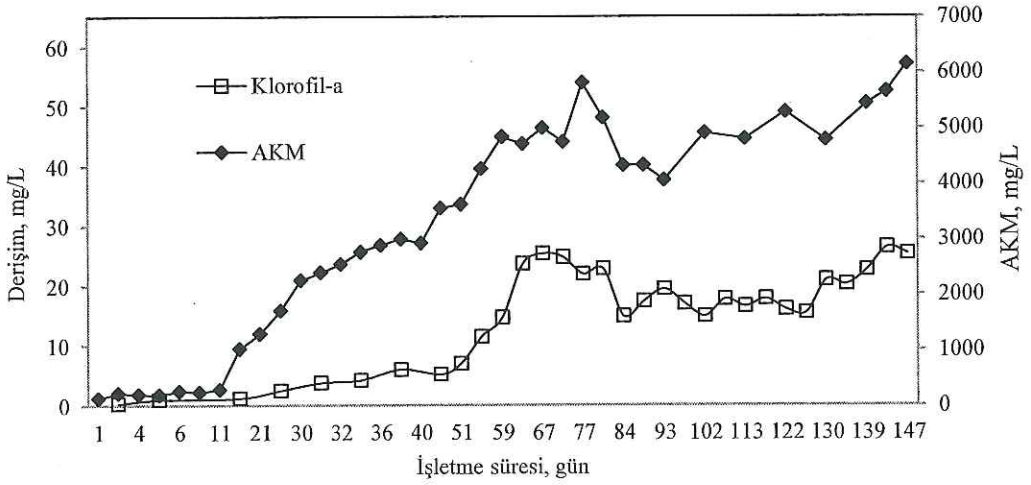
PO_4-P giderimi %95,78 den fazla olmuştur. KOI giderimi ise %14,43 ü geçememiştir.



Şekil 4.14. Kayseri OSB AAT çıkış suyu ile ÇY 24 gün, HBS 24 saatlik çalışmada parametrelerin değişimi.

4.2.1.4. ÇY 48 gün denemesi

Daha iyi verim elde etmek amacıyla HBS 24 saat, ÇY 48 gün olacak şekilde çalışma yapılmış ve analiz sonuçları Çizelge 4.28'de, grafik ise Şekil 4.15'te verilmiştir. Başlangıç AKM derişimi 130 mg/L'den 144 gün sonunda 6148 mg/L'ye, klorofil-a derişimi 0,31 mg/L'den maksimum 26,45 mg/L'ye ulaşmıştır.



Şekil 4.15. Kayseri OSB AAT çıkış suyu ile ÇY 48 gün, HBS 24 saatlik çalışmada parametrelerin değişimi.

Çizelge 4.28. Kayseri OSB AAT çıkış suyu ile ÇY 48 gün, HBS 24 saatlik çalışmada elde edilen veriler.

	Reaktör Biyokütle, mg/L		KOİ, mg/L		TN, mg/L		PO_4-P, mg/L	
Günler	AKM	Klorofil-a	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış
1	130	0,31						
4	200		65	62				
5	192	0,97						
6	260							
11	286		72	55				
17	1020	1,20						
21	1290							
26	1710	2,50						
30	2252		65	45	5,54	1,39	0,3	0,01
31	2396	3,80						
32	2544							
34	2764	4,20						
36	2885							
38	2996	6,00						
40	2920		80,5	70,05	5,5	4,9		
47	3550	5,17		55,16	6,2	3,8		
51	3620	6,97	64,14	51,11				
56	4260	11,51						
59	4834	14,67	52,92	44,89				
60	4710	23,68	82,92	66,41				
67	4996	25,39	66,11	58,98	2,65	1,68	0,1	0,01
73	4746	24,80						
77	5810	21,94	66,11	52,62				0,002
81	5176	22,81					0,26	0,01
84	4322	14,91	82,32	60,5				
89	4326	17,42	83,53	62,6	12	10,1	0,39	0,006
93	4056	19,44		47	3,74	3,13		
98		17,05					0,18	0,01
102	4904	14,92						
107		17,76	81,86	56,18	5,48	2,09	0,21	0,006
113	4796	16,56	84,59	62,32	3,51	2,65	0,15	
117		17,83	76,71	67,56	5,3	1,95	0,34	
122	5284	16,08			4,93	2,96		0,005
126		15,48	84,89	75,95		2,5	0,05	0,012
130	4778	21,00			4,93	4,63		-
135		20,26		78,68	1,58	0,73	0,1	
139	5436	22,66				2,35		0,006
143	5652	26,45	85,35	55,65	4,7	2,83		-
147	6148	25,37	75,2	53,68	7,85	3,71	0,09	0,059

Kayseri OSB AAT çıkış suları ile beslenen reaktörlerden elde edilen sonuçlar aşağıdaki gibi özetlenmiştir;

- HBS: 24 saat ve ÇY: 3 gün olan çalışmada AKM düşüşü gözlemlenmiştir. Buna göre reaktörde üreyen biyokütle atılan biyokütleden daha az olduğu kabulüne göre bu çalışma durdurularak yüksek ÇY'ye geçilmiştir.
- HBS: 24 saat ve ÇY: 6 günlük çalışmada 208 mg/L AKM ve 2,29 mg/L, klorofil-a derişimleri ile başlanan reaktörde 30'lu günlere gelindiğinde AKM derişimi 545

mg/L'ye artmasına rağmen klorofil-a derişiminde ise 0,93 mg/L civarlarına kadar düşmüştür. İyi bir verim alabilmek için yüksek ÇY'ye geçilmiştir.

- HBS: 24 saat ve ÇY: 24 günlük çalışmada 560 mg/L AKM ve 2,61 mg/L, klorofil-a derişimleri ile başlanan reaktörde 70'li günlere gelindiğinde ortalama 2419 mg/L AKM derişimine, 3,82 mg/L, klorofil-a derişimlerine ulaşılmıştır. Klorofil-a/AKM oranı ise 0,002 gibi çok düşük bir değerdir. Çıkış değerlerinde salınım az olduğu için bu değerler kararlı şartlar olarak kabul edilmiştir. Bu çalışmada baskın türler yaklaşık %70 *Navicula* sp. ve yaklaşık %15 civarında *Amphora* sp. olduğu tespit edilmiştir.
- HBS: 24 saat ve ÇY: 48 günlük çalışmada 130 mg/L AKM ve 0,31 mg/L, klorofil-a derişimleri ile başlanmıştır. 140. günlerde 5745 mg/L AKM derişimine, 24,83 mg/L, klorofil-a derişimlerine ulaşılmış ve bu değerler kararlı şartlar olarak kabul edilmiştir. Yine bu çalışmada da klorofil-a/AKM oranı ise 0,004 gibi çok düşük bir değerdir. Reaktördeki kararlı şartlar oluştuğunda alınan numuneler mikroskop ile incelenmiş ve yaklaşık %60 civarında *Navicula* sp. ve yaklaşık %20 civarında *Amphora* sp. gözlemlenmiştir.

Endüstriyel atıksu arıtma tesisi çıkış suları ile yapılan denemelerin ardından evsel atıksu arıtma tesisi çıkış suları ile denemeler yapılmıştır.

4.2.2. KASKİ AAT çıkış suları ile reaktörün beslenmesi

Kaski Atıksu Arıtma Tesisinin son çöktürme çıkış suları alınarak ÇY 3 gün, HBS ise 24 saat olarak şekilde arıtım çalışması yapılmıştır. Reaktörden alınan numunelerde giriş ve çıkış derişimleri Çizelge 4.29'da verilmiştir. Ayrıca reaktördeki AKM ve klorofil-a derişimlerinin günlere göre değişim grafiği ise Şekil 4.16'da gösterilmiştir. Gerçek atıksular ile beslenen reaktörlerden elde edilen sonuçlar Çizelge 4.30'da sunulmuştur.

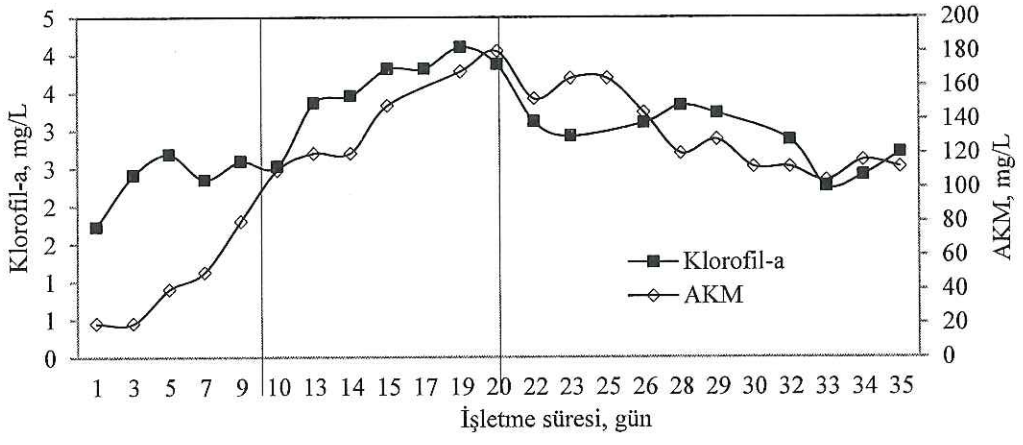
Kaski AAT çıkış suları ile beslenen reaktörlerden elde edilen sonuçlar aşağıdaki gibi özetlenmiştir;

Reaktörün başlangıç AKM derişimi 20 mg/L'dir. Besleme suyundaki TN derişimi arttığı için ikinci haftada maksimum AKM derişimine ulaşılmıştır. İlerleyen günlerde giriş TN derişimi ortalama 2,45 mg/L, PO_4-P derişimi 0,48 mg/L ve N/P oranı 5,10

civarında iken kararlı şartlara ulaşılmış ve AKM derişimi 110,7 mg/L olarak ölçülmüştür. Literatüre bakıldığında membran kullanılmadan klasik yöntem ile yapılan arıtım çalışmasında *Desmodesmus* sp. ile anaerobik arıtım çıkış suyunun arıtımında 412 mg/L AKM derişimine ulaşıldığı bildirilmiştir (F. Ji vd., 2014b). Karışık kültür ile çalışan farklı bir grup araştırmacı ise ön çökelti çıkış suyunda 4 günlük HBS'de *Mucidosphaerium Pulchellum* kültürünün %90 oranında baskın durumda olduğunu ve 184 mg/L AKM derişimine ulaştığını bildirmiştir (Sutherland vd., 2014). Membran kullanılan arıtma sistemlerinde ise ÇY 2 gün ve HBS 5 gün olan çalışmada *C. vulgaris* kültürü ve 4 sheets (PE) membran kullanımı ile sentetik atıksuyun arıtımı yapılmış ve 590 mg/L AKM derişimine ulaşıldığı tespit edilmiştir (Marbelia vd., 2014). AKM derişimlerinin ÇY ve HBS ile doğrudan bağlantısı olduğu bilinmekle bilinmektedir.

Çizelge 4.29. KASKİ AAT çıkış suyu ile ÇY 3 gün, HBS 24 saatlik çalışmada elde edilen veriler.

	Reaktör Biyokütle, mg/L		TN mg/L		PO_4-P mg/L	
Günler	AKM	Klorofil-a	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış
1	20	1,73				
3	20	2,41	3,49	2,26	0,46	0,29
5	40	2,68				0,15
7	50	2,35		2,52		
9	80	2,59				
10	110	2,52				
13	120	3,36				
14	120	3,46	9,88		0,58	0,15
15	148	3,81		8,45		
17		3,81				
19	168	4,10		8,79		0,12
20	180	3,88				
22	152	3,12				
23	164	2,92				
25	164					
26	144	3,10				
28	120	3,33	2,03	1,54		
29	128	3,23			0,545	0,127
30	112					
32	112	2,88				
33	104	2,26	2,45	1,13	0,484	0,082
34	116	2,41		1,03		0,077
35	112	2,71				



Giriş Atıksu Değerleri	
TN (mg/L)	3,49
PO_4-P (mg/L)	0,46
N/P	7,59

Giriş Atıksu Değerleri	
TN (mg/L)	9,88
PO_4-P (mg/L)	0,58
N/P	17,03

Giriş Atıksu Değerleri	
TN (mg/L)	2,45
PO_4-P (mg/L)	0,48
N/P	5,1

Şekil 4.16. KASKİ AAT çıkış suyu ile ÇY 3 gün, HBS 24 saatlik çalışmada parametrelerin değişimi.

Fakat reaktördeki HBS'ye göre seyrelme faktörü de dikkate alınmalıdır ve günde birim hacim başına üretilen mikroalglerin ağırlığının (hacimsel mikroalg üretim verimi) kıyaslanması gerekmektedir. Çalışmamızda hacimsel mikroalg üretim verimi 0,037 gr/L-gün olarak bulunmuştur. Literatüre bakıldığında ise 0,043 gr/L-gün (Tang ve Hu, 2016), 0,029 gr/L-gün (Ji vd., 2014b), 0,068 gr/L-gün (Sutherland vd., 2014), 0,06 gr/L-gün (Marbelia vd., 2014), 0,048 gr/L-gün (Honda vd., 2012) değerleri bulunmuştur. Bu değerlere göre reaktördeki AKM derişiminin artması mikroalglerin hasat edilmesi sırasında ihtiyaç duyulacak enerji miktarının da azalmasına neden olacağı için çalışmamızda elde edilen değer oldukça önemlidir (Marbelia vd., 2014).

Reaktördeki biyokütlenin canlılık faaliyetinin önemli bir göstergesi de klorofil-a değeridir. Çalışmamızda klorofil-a derişimi ikinci haftalarda besleme suyundaki N derişiminden dolayı yaklaşık 4 mg/L'ye ulaşmıştır ve kararlı şartlarda ise 2,46 m/L değeri ölçülmüştür. Diğer taraftan literatüre bakıldığında 4 günlük ÇY ve 4 günlük HBS ile yapılan arıtım çalışmasında giriş NH_4-N derişimi 39,7±17,9 mg/L olduğunda klorofil-a derişimi maksimum 4,06 mg/L seviyesine ulaştığı belirtilmiştir (Sutherland vd., 2014). Ayrıca ön çöktürme çıkış suları ile N değeri yüksek anaerobik arıtım çıkış sularının karışımının kullanıldığı bir çalışmada 197 mg/L giriş N değeri ile *Chlorella* sp. kültürü ile 13 mg/L, *Micractinium* sp. kültürü ile 16 mg/L,

klorofil-a derişimlerine ulaşılmıştır (Wang vd., 2014). Bu sonuçlara göre giriş suyundaki N derişimi ile klorofil derişimi doğru orantılıdır. Ayrıca proteinler gibi biyokimyasal bileşiklerin klorofil içeriği yüksek biyokütle üretimi, ışık enerjisinin miktarı ile ilgilidir (Ruiz-Marin vd., 2010).

Çizelge 4.30. Gerçek atıksu ile yapılan çalışmalarda elde edilen sonuçlar.

		Kayseri OSB AAT				Kaski AAT
ÇY		3 gün	6 gün	24 gün	48 gün	3
HBS		24 sa	24 sa	24 sa	24 sa	24
AKM (mg/L)		-	545	2419	5746	110,7
Klorofil-a (mg/L)	Klorofil-a	-	0,87	3,82	24,83	2,46
	Klorofil-a/AKM	-	0,002	0,002	0,004	0,022
Giderim Hızları	TN	-	1,92	0,80	2,79	1,37
mg/L-gün	PO_4-P	-	0,04	0,06	0,08	0,40
N/P	%	-	48,00	12,50	34,88	13,76
Hacimsel mikroalg üretim hızı	gr/L-gün	-	-	-	-	0,037
TN (mg/L)	Giriş	-	9,99	9,99	5,75	2,45
	Çıkış	-	8,07	9,19	2,96	1,08
	Verim %	-	19,2	8,01	48,5	55,92
PO_4-P (mg/L)	Giriş	-	0,05	0,074	0,09	0,488
	Çıkış	-	<0,01	<0,01	<0,01	0,08
	Verim %	-	>20	>47	>72	83,61

Notlar;
1- Kayseri OSB AAT ÇY 24 gün, HBS 24 saatlik çalışmada baskın türler yaklaşık %90 Amphora sp.'dir.
2- Kayseri OSB AAT ÇY 24 gün, HBS 24 saatlik çalışmada baskın türler yaklaşık %70 *Navicula* sp. ve %15 *Amphora* sp.'dir.
3- Kayseri OSB AAT ÇY48 gün, HBS 24 saatlik çalışmada baskın türler yaklaşık %60 *Navicula* sp. ve %20 *Amphora* sp.'dir.
4- Kaski AAT ÇY3 gün, HBS 24 saatlik çalışmada baskın türler yaklaşık %45 *Navicula* sp. %45 *Chaetophora* sp.'dir.

Kaski AAT çıkış suları ile beslenen reaktörlerden elde edilen sonuçlarda nütriyent giderim hızları incelenir ise, literatür araştırmasında BG11 kültür ortamının N ve P içeriği zenginleştirilerek yapılan giderim çalışmasında *Scenedesmus* sp. kültürü kullanılmıştır. Besleme suyundaki P oranı 1,3 mg/L de sabit tutulmuş ve N/P oranı 2:1 den 20:1 e artırıldığında N giderim veriminin düştüğü görülmüştür. N oranı 10 mg/L de sabit tutulmuş ve N/P oranı 5:1 den 100:1'e artırıldığında P giderim veriminin düştüğü belirtilmiştir. Buna göre optimum N/P oranın 5:1-8:1 aralığında olduğu tespit edilmiştir (Xin vd., 2010). Diğer taraftan membran kullanılmayan ve hiç çamur atımı yapılmayan bir araştırmada *Desmodesmus* sp. kültürü ile %10 seyreltilmiş anaerobik arıtım çıkış suyu kullanılmıştır. Giriş atıksuyundaki N/P oranı 20,31 olarak verilmiştir. TN giderim hızı 4,52 mg/L-gün ve PO_4-P giderim hızı 0,29 olarak bulmuştur (Ji vd., 2014b).

Membran kullanılarak yapılan arıtım çalışmalarına bakıldığında *C. vulgaris* kültürü ile sentetik atıksuyun artımı yapılmış ve giriş suyundaki N/P oranın 18,75 olarak verilmiş ve HBS'nin 2 gün olmasına karşın hiç çamur atımının yapılmadığı bildirilmiştir. Bahsedilen çalışmada N ve P giderim hızları sırasıyla 6,19 mg/L-gün ve 0,35 mg/L-gün olarak bildirilmiştir (Gao vd., 2015). Yine N/P oranı 4,91 olan sentetik atıksu, *C. vulgaris* kültürü kullanılarak arıtılmış ve 1 günlük HBS'ye karşın 10 günlük ÇY'de 7,75 mg/L-gün N ve 2,46 mg/L-gün P giderim hızına ulaşıldığı bildirilmiştir (Tang ve Hu, 2016). Diğer taraftan *C. Vulgaris* kültürü ile ÇY 10 gün ve HBS 1 gün olan arıtım çalışmasında giriş atıksuyundaki N/P oranı 5,25 olan ikincil arıtım çıkış sularının arıtıldığı çalışmada N ve P giderim hızları sırasıyla 9,06 ve 1,72 mg/L-gün olarak bildirilmiştir (Xu vd., 2015).

Çalışmamızda kararlı şartlarda giriş atıksuyundaki N/P oranı 5,10 iken TN giderim hızı 1,37 mg/L-gün ve PO_4-P giderim hızı ise 0,40 mg/L-gün olarak hesaplamıştır. P gideriminde pH'ın etkisi dikkate alınmalıdır fakat mikroalglerin asimilasyonu oldukça önemlidir. Ayrıca reaktör giriş derişimleri arttıkça çıkış derişimlerinin artacağı ve giderim verimlerinin azalacağı açıktır (Sutherland vd., 2014). Bunun yanında hem mikroalgal büyüme sayesinde amonyumun giderimi olmakta hem de amonyak formunda desorbsiyon yolu ile amonyumun giderim mekanizması gerçekleşmektedir (Martınez vd., 2000). Ayrıca nütriyent giderimine fotobiyoreaktörün maruz kaldığı ışık şiddetinin etkili olduğu da bilinmektedir ve bu yüzden bu parametrenin varlığı da dikkate alınmalıdır (Marbelia vd., 2014).

Mikroalg hücresinin temel bileşenleri Çizelge 4.21'de, arıtım çalışmalarında azotun fosfora bölünmesi ile N/P değeri elde edilen değerler ise Çizelge 4.22'de sunulmuştu. Çalışmamızda N/P oranı 3,39 olarak bulunmuştur ki bu da %45 *Navicula* sp. ve %45 *Chaetophora* sp. karışık kültürünün içerdiği değer olarak kabul edilebilir.

Kaski AAT çıkış suları ile beslenen reaktörlerden elde edilen sonuçlarda yağ ve protein oranı incelenirse, Bold Basal ortamında *Scenedesmus obliquus* kültürü ile yapılan kültivasyonda yağ oranı %22,3 olarak bulunduğu bildirilmiştir. Ayrıca Bold Basal ortamı ile N:P oranı 12,82 olan besin atıksularının belirli oranda karıştırılması ile yapılan kültivasyonda maksimum %20,8 yağ oranına ulaşıldığı bildirilmiştir (Ji vd., 2015). N/P oranı 2,99 olan Monosodyum glutamat atıksuyunun *Chlorella vulgaris* kültürü ile arıtılması sonucu 13,47–25,4 oranında yağ ve 36,01–50,65

oranında protein elde edilmiştir (Ji vd., 2014c). Diğer taraftan N/P oranı 4,18 ile 4,74 olan soya fasulyesi proses suları *Chlorella pyrenoidosa* kültür ile arıtılmış ve elde edilen biyokütlenin yağ içeriği ise %37 olarak bulunmuştur (Hongyang vd., 2011). N/P oranı 124,84 olan mutfak atıksuları *Scenedesmus* (SDEC-8) kültürü ile arıtılmış ve elde edilen biyokütleden %33,85 oranında yağ elde edilmiştir (Ji vd., 2015). Çalışmamızda ise kararlı şartlardaki N/P oranı 5,10 iken baskın kültürler yaklaşık %45 *Navicula* sp. ve %45 *Chaetophora* sp. olarak belirlenmiş ve bu biyokütlenin yağ oranı %14,33 ve protein oranı ise %32,20 olarak ölçülmüştür.

5. SONUÇ ve ÖNERİLER

Tez çalışmamızda elde edilen sonuçların genel özeti aşağıda sıralanmıştır.

- ÇY 2 gün, HBS 24 saatlik çalışmada AKM derişimi 796 mg/L ile başlanmasına rağmen ilerleyen günlerde reaktördeki AKM ve klorofil-a derişimlerinde düşüş gözlemlenmiş ve çalışmanın son günlerinde AKM derişimi 146 mg/L civarlarına kadar düşmüştür. Atılan biyokütle miktarı üreyenden fazla olduğu için çalışma durdurulmuş diğer ÇY'ler çalışılmıştır.
- ÇY 3 gün, HBS 24 saatlik çalışmada kararlı şartlarda AKM derişimi 366 mg/L, klorofil-a derişimi ise 11,54 mg/L olarak ölçülmüştür. Klorofil-a/AKM oranı 0,033 olarak bulunmuşken UAKM/AKM oranı 0,798 olarak hesaplanmıştır. Ayrıca giderim hızı TN'de 5,55 mg/L-gün, PO_4-P'de ise 0,40 mg/L-gün olarak elde edilmiş ve hacimsel mikroalg üretim hızı ise 0,118 gr/L-gün olarak hesaplanmıştır. Kuru biyokütlede elde edilen yağ oranı %8,90 ve protein oranı ise %34,20 olarak bulunmuştur. Kararlı şartlarda karışık kültürdeki baskın türler ise yaklaşık %45 oranında *Chaetophora* sp. ve %45 oranında *Navicula* sp. olarak gözlemlenmiştir.
- ÇY 6 gün, HBS 24 saatlik çalışmada kararlı şartlara ulaşıldığında AKM derişimi 355 mg/L, klorofil-a derişimi 10,71 mg/L olarak ölçülmüş, Klorofil-a/AKM oranı 0,029 olarak bulunmuş ve UAKM/AKM oranı 0,823 olarak hesaplanmıştır. Hacimsel mikroalg üretim hızı ise 0,061 gr/L-gün olarak hesaplanmıştır. Ayrıca giderim hızları TN'de 3,68 mg/L-gün, PO_4-P'de 0,29 mg/L-gün olarak bulunmuştur. Baskın türler ise yaklaşık %60 oranında *Amphora* sp. ve yaklaşık %30 oranında *Chaetophora* sp. olarak gözlemlenmiştir.
- ÇY 12 gün, HBS 24 saatlik çalışmada ise reaktör 72 gün boyunca işletilmiş ve kararlı şartlara ulaşıldığında AKM derişimi 610 mg/L ve klorofil-a derişimi ise 8,66 mg/L olarak bulunmuştur. Klorofil-a/AKM oranı 0,014 olarak bulunmuşken UAKM/AKM oranı 0,801 olarak hesaplanmıştır. Hacimsel mikroalg üretim hızı ise 0,051 gr/L-gün olarak hesaplanmıştır. TN'de 5,05 mg/L-gün, PO_4-P'de 1,36 mg/L-gün giderim hızları ölçülmüştür. Kararlı şartlardaki baskın tür ise yaklaşık %90 oranında *Chaetophora* sp. ve yaklaşık %5 *Amphora* sp. gözlemlenmiştir.
- ÇY 24 gün, HBS 24 saatlik çalışmada reaktör 99 gün kesintisiz işletilmiştir. AKM derişimi 1025 mg/L, klorofil-a derişimi ise 8,42 mg/L olarak ölçülmüştür. Klorofil-a/AKM oranı 0,08 olarak bulunmuşken UAKM/AKM oranı 0,860 olarak

hesaplanmıştır. Hacimsel mikroalg üretim hızı ise 0,041 gr/L-gün olarak hesaplanmıştır. TN ve PO_4-P giderim hızları sırasıyla 4,88 ve 1,61 mg/L-gün olarak bulunmuştur. Kararlı şartlardaki baskın türler ise 12 günlük ÇY'deki türler gibi yaklaşık %90 oranında *Chaetophora* sp. ve yaklaşık %5 *Amphora* sp. olarak gözlemlenmiştir.

Bu sonuçlara göre 24 saatlik HBS'de optimum ÇY 3 gün olarak seçilmiş ve bu ÇY sabit tutularak 48, 60 ve 72 saatlik HBS'lerde çalışılmıştır. Elde edilen sonuçlar aşağıda sıralanmıştır.

- ÇY 3 gün, HBS 48 saatlik çalışma 32 günlük boyunca devam etmiş ve kararlı şartlarda AKM derişimi 280 mg/L, klorofil-a derişimi ise 6,99 mg/L olarak ölçülmüştür. Klorofil-a/AKM oranı 0,025 olarak bulunmuşken UAKM/AKM oranı 0,736 olarak hesaplanmıştır. Hacimsel mikroalg üretim hızı ise 0,093 gr/L-gün olarak hesaplanmıştır. Giderim hızlarına bakıldığında ise TN'de 2,98 mg/L-gün ve PO_4-P'de 0,22 mg/L-gün olarak bulunmuştur. Ayrıca kararlı şartlarda yaklaşık %45 *Amphora* sp. ve yaklaşık %45 *Navicula* sp. gözlemlenmiştir.
- ÇY 3 gün, HBS 60 saatlik çalışmada 27 gün boyunca devam etmiş ve kararlı şartlarda AKM derişimi 213 mg/L, klorofil-a derişimi ise 6,38 mg/L olarak ölçülmüştür. Hacimsel mikroalg üretim hızı ise 0,071 gr/L-gün olarak hesaplanmıştır. Klorofil-a/AKM oranı 0,030 olarak bulunmuşken UAKM/AKM oranı 0,728 olarak hesaplanmıştır. Giderim hızlarına bakıldığında ise TN'de 3,34 mg/L-gün, PO_4-P'de 0,20 mg/L-gün olarak bulunmuştur. Ayrıca kararlı şartlarda yine yaklaşık %45 *Amphora* sp. ve yaklaşık %45 *Navicula* sp. gözlemlenmiştir.
- ÇY 3 gün, HBS 72 saatlik çalışma 32 gün sürmüş ve kararlı şartlarda AKM derişimi 193 mg/L'ye, klorofil-a derişimi ise 4,14 mg/L ulaşılmıştır. Hacimsel mikroalg üretim hızı ise 0,064 gr/L-gün olarak hesaplanmıştır. Klorofil-a/AKM oranı 0,021 olarak bulunmuşken UAKM/AKM oranı 0,795 olarak hesaplanmıştır. Giderim hızlarına bakıldığında ise TN'de 2,86 mg/L-gün, PO_4-P'de 0,17 mg/L-gün olarak bulunmuştur. Kararlı şartlarda ise yaklaşık %45 *Chaetophora* sp. ve yaklaşık %45 *Amphora* sp. gözlemlenmiştir.

Nütriyent giderim hızları ve hacimsel mikroalg üretim hızları bakımında en sonuçlar ÇY 3 gün, HBS 24 saat olan çalışmada edildiği için gerçek atıksu ile çalışmalar yapılmıştır. Bu çalışmaların özeti aşağıdaki gibidir;

- Kayseri OSB atıksu arıtma tesisi çıkış suları kullanılarak ÇY 3 gün, HBS 24 saatlik çalışmada başlangıç AKM derişimi 976 mg/L ve klorofil-a derişimi 7,09 mg/L olarak ölçülmüştür. Fakat 10 gün sonra AKM derişimi 392 mg/L ve klorofil-a derişimi ise 2,85 mg/L'ye kadar düşmüştür. Reaktörde üreyen biyokütle atılandan daha az olduğu için seyrelme gözlemlenmiş ve 6 günlük ÇY denenmiştir. ÇY 6 gün ve HBS 24 saatlik çalışmada 208 mg/L AKM ve 2,29 mg/L, klorofil-a derişimi ile başlanan çalışmada 33 gün sonunda 548 mg/L AKM derişimine ulaşılmışken klorofil-a derişimi 0,93 mg/L'ye düştüğü için daha yüksek ÇY çalışılmıştır. ÇY 24 gün ve HBS 24 saatlik çalışmada 360 mg/L AKM ve 2,55 mg/L klorofil-a derişimi ile başlanmış ve 73 gün sonunda 2592 mg/L AKM derişimine ulaşılmışken 4,31 mg/L klorofil-a derişimine ulaşılabiliştir.

Klorofil-a derişimin AKM derişimine oranı 0,002 olarak bulunduğu için elde edilen giderim sadece mikroalgler tarafından yapılmadığı kabul edilmiş ve daha yüksek ÇY çalışılmıştır. ÇY 48 gün ve HBS 24 saatlik çalışmada başlangıç AKM derişimi 130 mg/L den 147 gün sonunda ortalama 5745 mg/L'ye ulaşmış, klorofil-a derişimi ise ortalama 25,37 mg/L'ye ulaşmıştır. Klorofil-a derişimin AKM derişimine oranı 0,004 olarak bulunmuştur. Bu değer sentetik atıksuda elde edilen değerlerden oldukça düşük olduğu için mevcut şartlar altında mevcut sistem ile bu nitelikteki endüstriyel atıksuyun karışık mikroalg kültürü ile arıtılması uygun görülmemektedir. Çalışmanın bu kısmının besleme şartları, atıksu karakteristiğindeki değişimler, pH, sıcaklık, kontaminasyon veya mikroalg kültüründeki değişiklik gibi diğer etmenleri de spesifikleştirerek arıtım yapacak diğer araştırmacılara ön ayak olması umut edilmektedir.

- Kaski AAT Çıkış suları ile ÇY 3 gün, HBS 24 saatlik çalışmada başlangıç AKM derişimi 20 mg/L ve klorofil-a derişimi 1,73 mg/L olmasına rağmen 35 gün sonra AKM derişimi ortalama 110,7 mg/L'ye, klorofil-a derişimi ise ortalama 2,71 mg/L'ye kadar ulaşmıştır. Klorofil-a derişimin AKM derişimine oranı 0,022 olarak hesaplanmıştır ki bu da sentetik atıksu ile yapılan optimizasyon çalışmalarında elde edilen değerlere çok yakın olduğu için kabul edilebilir bir değerdir. Bu çalışmada kararlı şartlarda 0,037 gr/L-gün hacimsel mikroalg üretim verimine ulaşılmışken TN ve PO_4-P'de giderim hızları sırasıyla 1,37 mg/L-gün ve 0,40 mg/L-gün olarak bulunmuştur. Baskın kültürler ise yaklaşık %45 *Navicula* sp. ve %45 *Chaetophora*

sp. olarak gözlemlenmiştir. Kuru biyokütlenin yağ içeriği %14,33 ve ham protein içeriği ise %32,20 olarak ölçülmüştür.

Kaski AAT çıkış sularından elde edilen mikroalgal biyokütle irdelenecek olursa, çalışmamızda günde 5,5 L'lik atıksuyun ileri arıtımı yapılmış ve 1,83 mL çamur atımı yapılmıştır. Başka bir ifade ile günde 0,201 gr mikroalgal biyokütle oluşmuştur. Kaski AAT'de ise günde yaklaşık 110.000 m^3 atıksu arıtılmaktadır. Bu sular fotomembran biyoreaktörden de geçirilirse hem alıcı ortama verilen nütriyent miktarı azalmış olacak hem de ortaya pek çok faydalı kullanım alanı bulunan biyokütle çıkacaktır. Bu teorik değerlerin daha sonraki araştırmalara ışık tutacağı ümit edilmektedir.

Tüm bu sonuçlar dikkate alındığında mevcut şartlara göre membranlar sayesinde reaktördeki mikroalg biyokütle miktarı klasik mikroalg üretim sistemlerine göre makul düzeyde olduğu söylenebilir. Ayrıca karışık mikroalg kültürü ile elde edilen hacimsel mikroalg üretim ve nütriyent giderim hızları literatürde çalışılan tek tip kültürlere yakın bulunmuştur. Ayrıca ÇY'nin artması ile reaktördeki biyokütle değişiminin arttığı fakat bunun yanında hacimsel mikroalg üretim hızının da azaldığı görülmüştür. Dahası HBS arttıkça reaktördeki hacimsel mikroalg üretim hızı da genel olarak düşmektedir. Kısacası çalışmamız göstermektedir ki karışık mikroalg kültürü de tek tip kültürlere nazaran hem sentetik atıksuda hem de gerçek evsel atıksu arıtma tesisi çıkış suyunda makul derecede nütriyent giderim verimine ulaşmıştır.

Mevcut klasik biyolojik nütriyent giderim sistemlerinde, ortaya bertaraf zorunluluğu olan arıtma çamurları çıkmakta ve önemli oranda bertaraf maliyeti oluşturmaktadır. Ancak mevcut sistemimizde atıksu bünyesinde bulunan nütriyentleri kullanarak gelişen mikroalgal biyokütlenin bertaraftan ziyade pek çok faydalı kullanım alanı bulunmaktadır. Ancak nütriyent bakımından zengin gerçek evsel ve diğer endüstriyel atıksuların arıtımında mikroalglerin kullanımının deşarj standartlarının sağlanması açısından klasik biyolojik nütriyent giderim sistemlerine alternatif olabilmesi için gerçek çevresel şartlardan özellikle pH değişimin de etkisinin araştırılması gerekir.

Bunun yanında karıştırma niteliği, reaktör sıcaklığındaki değişkenlik, iletkenlik, toksik maddeler vs. gibi etmenlerin belirlenmesi gerekir. Bunların haricinde özellikle

K elementi ile birlikte Mg, S, Ca, Na, Cl, Fe, Zn, Cu, Mo, Mn, B ve Co elementlerinin de etkisinin araştırılması gerekmektedir. Ayrıca farklı karakterdeki atıksular için reaktörün daha kapsamlı çalıştırılması gerekmektedir. Diğer taraftan reaktör sisteminin daha kompakt hale getirilmesi için ise çeşitli konfigürasyonların denemesi ve reaktör işletme parametrelerinin optimize edilmesi gerekmektedir.

KAYNAKLAR

Abdel-Raouf, N., Al-Homaidan, A., ve Ibraheem, I., 2012. Microalgae and wastewater treatment, Saudi journal of biological sciences, 19, 3, 257-275.

Abreu, A. P., Fernandes, B., Vicente, A. A., Teixeira, J., ve Dragone, G., 2012. Mixotrophic cultivation of Chlorella vulgaris using industrial dairy waste as organic carbon source, Bioresource technology, 118, 61-66.

Apha, A., 2012. Standard methods for the examination of water and wastewater, 22th Edition, WEF, American Water Works Association, USA.

Azma, M., Mohamed, M. S., Mohamad, R., Rahim, R. A., ve Ariff, A. B., 2011. Improvement of medium composition for heterotrophic cultivation of green microalgae, Tetraselmis suecica, using response surface methodology, Biochemical Engineering Journal, 53, 2, 187-195.

Bahadar, A., ve Khan, M. B., 2013. Progress in energy from microalgae: a review, Renewable and Sustainable Energy Reviews, 27, 128-148.

Baker, R. W., 2002. Future directions of membrane gas separation technology, Industrial & Engineering Chemistry Research, 41, 6, 1393-1411.

Barbera, E., Sforza, E., Kumar, S., Morosinotto, T., ve Bertucco, A., 2016. Cultivation of Scenedesmus obliquus in liquid hydrolysate from flash hydrolysis for nutrient recycling, Bioresource technology, 207, 59-66.

Batista, A. P., Ambrosano, L., Graça, S., Sousa, C., Marques, P. A., Ribeiro, B., Botrel, E.P., Neto, P.C., Gouveia, L., Gouveia, L., 2015. Combining urban wastewater treatment with biohydrogen production-an integrated microalgae-based approach, Bioresource technology, 184, 230-235.

Beal, C. M., Gerber, L. N., Sills, D. L., Huntley, M. E., Machesky, S. C., Walsh, M. J., Tester, J. W., Archibald, I., Granados, J., Greene, C. H., 2015. Algal biofuel production for fuels and feed in a 100-ha facility: a comprehensive techno-economic analysis and life cycle assessment, Algal Research, 10, 266-279.

Becker, E. W., 1994. Microalgae: biotechnology and microbiology, First Edition Cambridge University Press, USA.

Bharathiraja, B., Chakravarthy, M., Kumar, R. R., Yogendran, D., Yuvaraj, D., Jayamuthunagai, J., Kumar, R. R., Palani, S., 2015. Aquatic biomass (algae) as a future feed stock for bio-refineries: A review on cultivation, processing and products, Renewable and Sustainable Energy Reviews, 47, 634-653.

Bilad, M., Discart, V., Vandamme, D., Foubert, I., Muylaert, K., ve Vankelecom, I. F., 2014. Coupled cultivation and pre-harvesting of microalgae in a membrane photobioreactor (MPBR), Bioresource technology, 155, 410-417.

Blanken, W., Janssen, M., Cuaresma, M., Libor, Z., Bhaiji, T., ve Wijffels, R., 2014. Biofilm growth of Chlorella sorokiniana in a rotating biological contactor based photobioreactor, Biotechnology and bioengineering, 111, 12, 2436-2445.

Bligh, E. G., ve Dyer, W. J., 1959. A rapid method of total lipid extraction and purification, Canadian journal of biochemistry and physiology, 37, 8, 911-917.

Boonchai, R., ve Seo, G., 2015. Microalgae membrane photobioreactor for further removal of nitrogen and phosphorus from secondary sewage effluent, Korean Journal of Chemical Engineering, 32, 10, 2047-2052.

Borowitzka, M. A., 1999. Commercial production of microalgae: ponds, tanks, tubes and fermenters, Journal of biotechnology, 70, 1-3, 313-321.

Brennan, L., ve Owende, P., 2010. Biofuels from microalgae-a review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and co-products, Renewable and sustainable energy reviews, 14, 2, 557-577.

Cai, T., Park, S. Y., ve Li, Y., 2013. Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: status and prospects, Renewable and Sustainable Energy Reviews, 19, 360-369.

Carlozzi, P., ve Sacchi, A., 2001. Biomass production and studies on Rhodopseudomonas palustris grown in an outdoor, temperature controlled, underwater tubular photobioreactor, Journal of biotechnology, 88, 3, 239-249.

Chang, Y., Wu, Z., Bian, L., Feng, D., ve Leung, D. Y., 2013. Cultivation of Spirulina platensis for biomass production and nutrient removal from synthetic human urine, Applied energy, 102, 427-431.

Cheirsilp, B., ve Torpee, S., 2012. Enhanced growth and lipid production of microalgae under mixotrophic culture condition: effect of light intensity, glucose concentration and fed-batch cultivation, Bioresource technology, 110, 510-516.

Chen, F., 1996. High cell density culture of microalgae in heterotrophic growth. Trends in biotechnology, 14, 11, 421-426.

Cheng, Y., Zhou, W., Gao, C., Lan, K., Gao, Y., ve Wu, Q., 2009. Biodiesel production from Jerusalem artichoke (Helianthus Tuberosus L.) tuber by heterotrophic microalgae Chlorella protothecoides, Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 84, 5, 777-781.

Chew, K. W., Yap, J. Y., Show, P. L., Suan, N. H., Juan, J. C., Ling, T. C., Lee, D. J., Chang, J. S. Chang, J. S., 2017. Microalgae biorefinery: high value products perspectives, Bioresource technology, 229, 53-62.

Chiaramonti, D., Prussi, M., Casini, D., Tredici, M. R., Rodolfi, L., Bassi, N., Zittelli, G. C., Bondioli, P., 2013. Review of energy balance in raceway ponds for microalgae cultivation: re-thinking a traditional system is possible, Applied Energy, 102, 101-111.

Chisti, Y., 2007. Biodiesel from microalgae, Biotechnology advances, 25, 3, 294-306.

Chiu, S. Y., Kao, C. Y., Tsai, M. T., Ong, S. C., Chen, C. H., ve Lin, C. S., 2009. Lipid accumulation and CO2 utilization of Nannochloropsis oculata in response to CO2 aeration, Bioresource technology, 100, 2, 833-838.

Cho, H. U., Kim, Y. M., ve Park, J. M., 2017. Enhanced microalgal biomass and lipid production from a consortium of indigenous microalgae and bacteria present in municipal wastewater under gradually mixotrophic culture conditions, Bioresource technology, 228, 290-297.

Choi, H., 2015. Intensified production of microalgae and removal of nutrient using a microalgae membrane bioreactor (MMBR), Applied biochemistry and biotechnology, 175, 4, 2195-2205.

Converti, A., Casazza, A. A., Ortiz, E. Y., Perego, P., ve Del Borghi, M., 2009. Effect of temperature and nitrogen concentration on the growth and lipid content of Nannochloropsis oculata and Chlorella vulgaris for biodiesel production, Chemical Engineering and Processing: Process Intensification, 48, 6, 1146-1151.

Cuaresma, M., Janssen, M., Vílchez, C., ve Wijffels, R. H., 2009. Productivity of Chlorella sorokiniana in a short light-path (SLP) panel photobioreactor under high irradiance. Biotechnology and bioengineering, 104, 2, 352-359.

De-Bashan, L. E., ve Bashan, Y., 2010. Immobilized microalgae for removing pollutants: review of practical aspects, Bioresource technology, 101, 6, 1611-1627.

de Assis, L. R., Calijuri, M. L., do Couto, E. d. A., ve Assemany, P. P., 2017. Microalgal biomass production and nutrients removal from domestic sewage in a hybrid high-rate pond with biofilm reactor, Ecological Engineering, 106, 191-199.

Discart, V., Bilad, M., Marbelia, L., ve Vankelecom, I., 2014. Impact of changes in broth composition on Chlorella vulgaris cultivation in a membrane photobioreactor (MPBR) with permeate recycle, Bioresource technology, 152, 321-328.

Dunstan, G., Volkman, J., Barrett, S., ve Garland, C., 1993. Changes in the lipid composition and maximisation of the polyunsaturated fatty acid content of three microalgae grown in mass culture, Journal of Applied Phycology, 5, 1, 71-83.

Dzialowski, A. R., ve Smith, V. H., 2008. Nutrient dependent effects of consumer identity and diversity on freshwater ecosystem function, Freshwater Biology, 53, 1, 148-158.

Elrayies, G. M., 2018. Microalgae: Prospects for greener future buildings, Renewable and Sustainable Energy Reviews, 81, 1175-1191.

Falkowski, P. G., ve Raven, J. A., 2013. Aquatic photosynthesis, Second Edition, Princeton University Press Book, New Jersey, USA.

Faried, M., Samer, M., Abdelsalam, E., Yousef, R., Attia, Y., ve Ali, A., 2017. Biodiesel production from microalgae: Processes, technologies and recent advancements. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 79, 893-913.

Feng, Y., Li, C., ve Zhang, D., 2011. Lipid production of Chlorella vulgaris cultured in artificial wastewater medium, Bioresource technology, 102, 1, 101-105.

Fernández-Linares, L. C., Barajas, C. G., Páramo, E. D., ve Corona, J. A. B., 2017. Assessment of Chlorella vulgaris and indigenous microalgae biomass with treated wastewater as growth culture medium, Bioresource technology, 244, 400-406.

Gan, K., Mou, X., Xu, Y., ve Wang, H., 2014. Application of ozonated piggery wastewater for cultivation of oil-rich Chlorella pyrenoidosa, Bioresource technology, 171, 285-290.

Gao, F., Li, C., Yang, Z. H., Zeng, G. M., Feng, L. J., Liu, J. Z., Liu, M., Cai, H. W., 2016. Continuous microalgae cultivation in aquaculture wastewater by a membrane photobioreactor for biomass production and nutrients removal, Ecological engineering, 92, 55-61.

Gao, F., Yang, Z. H., Li, C., Wang, Y. J., Jin, W. H., ve Deng, Y. B., 2014. Concentrated microalgae cultivation in treated sewage by membrane photobioreactor operated in batch flow mode, Bioresource technology, 167, 441-446.

Gao, F., Yang, Z. H., Li, C., Zeng, G. M., Ma, D. H., ve Zhou, L., 2015. A novel algal biofilm membrane photobioreactor for attached microalgae growth and nutrients removal from secondary effluent, Bioresource technology, 179, 8-12.

Gerardo, M. L., Oatley-Radcliffe, D. L., ve Lovitt, R. W., 2014. Integration of membrane technology in microalgae biorefineries, Journal of Membrane Science, 464, 86-99.

Gitelson, A., Qiuang, H., ve Richmond, A., 1996. Photic Volume in Photobioreactors Supporting Ultrahigh Population Densities of the Photoautotroph Spirulina platensis, Applied and environmental microbiology, 62, 5, 1570-1573.

Gonçalves, A. L., Pires, J. C., ve Simões, M., 2016. Biotechnological potential of Synechocystis salina co-cultures with selected microalgae and cyanobacteria: nutrients removal, biomass and lipid production, Bioresource technology, 200, 279-286.

Gopalakrishnan, V., ve Ramamurthy, D., 2014. Dyeing industry effluent system as lipid production medium of Neochloris sp. for biodiesel feedstock preparation, BioMed research international, doi.org/10.1155/2014/529560.

Gouveia, L., Graça, S., Sousa, C., Ambrosano, L., Ribeiro, B., Botrel, E. P., Neto, P. D., Ferreira, A. F., Silva, C. M., 2016. Microalgae biomass production using wastewater: treatment and costs: scale-up considerations, Algal Research, 16, 167-176.

Gouveia, L., Marques, A. E., Da Silva, T. L., ve Reis, A., 2009. Neochloris oleabundans UTEX# 1185: a suitable renewable lipid source for biofuel production, Journal of industrial microbiology & biotechnology, 36, 6, 821-826.

Grote, B., 2016. Bioremediation of aquaculture wastewater: evaluating the prospects of the red alga Palmaria palmata (Rhodophyta) for nitrogen uptake, Journal of applied phycology, 28, 5, 3075-3082.

Guillard, R. R., 1975. Culture of phytoplankton for feeding marine invertebrates. In Culture of marine invertebrate animals (pp. 29-60). Springer, Boston, MA.

Guillard, R. R., ve Ryther, J. H., 1962. Studies of marine planktonic diatoms: I. Cyclotella nana Hustedt, and Detonula confervacea (Cleve) Gran, Canadian journal of microbiology, 8, 2, 229-239.

Guzzon, A., Bohn, A., Diociaiuti, M., ve Albertano, P., 2008. Cultured phototrophic biofilms for phosphorus removal in wastewater treatment, Water research, 42, 16, 4357-4367.

Güner, H., 1996. Tohumsuz bitkiler sistematiği, Ege Üniversitesi Basımevi, İzmir.

Hadj-Romdhane, F., Jaouen, P., Pruvost, J., Grizeau, D., Van Vooren, G., ve Bourseau, P., 2012. Development and validation of a minimal growth medium for recycling Chlorella vulgaris culture, Bioresource technology, 123, 366-374.

Han, L., Pei, H., Hu, W., Han, F., Song, M., ve Zhang, S., 2014. Nutrient removal and lipid accumulation properties of newly isolated microalgal strains. Bioresource technology, 165, 38-41.

Hanagata, N., Takeuchi, T., Fukuju, Y., Barnes, D. J., ve Karube, I., 1992. Tolerance of microalgae to high CO2 and high temperature, Phytochemistry, 31,10, 3345-3348.

Harun, R., Singh, M., Forde, G. M., ve Danquah, M. K., 2010. Bioprocess engineering of microalgae to produce a variety of consumer products, Renewable and Sustainable Energy Reviews, 14, 3, 1037-1047.

Hena, S., Fatimah, S., ve Tabassum, S., 2015. Cultivation of algae consortium in a dairy farm wastewater for biodiesel production, Water Resources and Industry, 10, 1-14.

Honda, R., Boonnorat, J., Chiemchaisri, C., Chiemchaisri, W., ve 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.

Hongyang, S., Yalei, Z., Chunmin, Z., Xuefei, Z., ve Jinpeng, L., 2011. Cultivation of Chlorella pyrenoidosa in soybean processing wastewater, Bioresource Technology, 102, 21, 9884-9890.

Hsieh, C.-H., ve Wu, W. T., 2009. Cultivation of microalgae for oil production with a cultivation strategy of urea limitation, Bioresource technology, 100, 17, 3921-3926.

Hu, H., ve Gao, K., 2006. Response of growth and fatty acid compositions of Nannochloropsis sp. to environmental factors under elevated CO2 concentration, Biotechnology letters, 28, 13, 987-992.

Hu, W., Yin, J., Deng, B., ve Hu, Z., 2015. Application of nano TiO 2 modified hollow fiber membranes in algal membrane bioreactors for high-density algae cultivation and wastewater polishing, Bioresource technology, 193, 135-141.

Illman, A., Scragg, A., ve Shales, S., 2000. Increase in Chlorella strains calorific values when grown in low nitrogen medium, Enzyme and microbial technology, 27, 8, 631-635.

Irving, T. E., ve Allen, D. G., 2011. Species and material considerations in the formation and development of microalgal biofilms, Applied microbiology and biotechnology, 92, 2, 283-294.

Issarapayup, K., Powtongsook, S., ve Pavasant, P., 2009. Flat panel airlift photobioreactors for cultivation of vegetative cells of microalga Haematococcus pluvialis, Journal of biotechnology, 142, 3-4, 227-232.

Jankowska, E., Sahu, A. K., ve Oleskowicz-Popiel, P., 2017. Biogas from microalgae: Review on microalgae's cultivation, harvesting and pretreatment for anaerobic digestion, Renewable and Sustainable Energy Reviews, 75, 692-709.

Ji, F., Liu, Y., Hao, R., Li, G., Zhou, Y., ve Dong, R., 2014a. Biomass production and nutrients removal by a new microalgae strain Desmodesmus sp. in anaerobic digestion wastewater, Bioresource technology, 161, 200-207.

Ji, F., Liu, Y., Hao, R., Li, G., Zhou, Y., ve Dong, R., 2014b. Biomass production and nutrients removal by a new microalgae strain Desmodesmus sp. in anaerobic digestion wastewater, Bioresour Technol, 161, 200-207. doi:10.1016/j.biortech.2014.03.034

Ji, M.-K., Yun, H. S., Park, S., Lee, H., Park, Y. T., Bae, S., Ham, J., Choi, J., 2015. Effect of food wastewater on biomass production by a green microalga Scenedesmus obliquus for bioenergy generation, Bioresource technology, 179, 624-628.

Ji, Y., Hu, W., Li, X., Ma, G., Song, M., ve Pei, H., 2014c. Mixotrophic growth and biochemical analysis of Chlorella vulgaris cultivated with diluted monosodium glutamate wastewater, Bioresource technology, 152, 471-476.

Johnson, K. R., ve Admassu, W., 2013. Mixed algae cultures for low cost environmental compensation in cultures grown for lipid production and wastewater remediation, Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 88, 6, 992-998.

Johnson, M. B., ve Wen, Z., 2010. Development of an attached microalgal growth system for biofuel production, Applied microbiology and biotechnology, 85, 3, 525-534.

Jorquera, O., Kiperstok, A., Sales, E. A., Embirucu, M., ve Ghirardi, M. L., 2010. Comparative energy life-cycle analyses of microalgal biomass production in open ponds and photobioreactors, Bioresource technology, 101, 4, 1406-1413.

Judd, S., 2010. The MBR book: principles and applications of membrane bioreactors for water and wastewater treatment, Second Edition, Elsevier Book, Oxford, UK.

Judd, S., ve Jefferson, B., 2003. Membranes for industrial wastewater recovery and re-use, First Edition, Elsevier Book, Oxford, UK.

Kang, D., Kim, K., Jang, Y., Moon, H., Ju, D., ve Jahng, D., 2018. Nutrient removal and community structure of wastewater-borne algal-bacterial consortia grown in raw wastewater with various wavelengths of light, International Biodeterioration & Biodegradation, 126, 10-20.

Karapinar Kapdan, I., ve Aslan, S., 2008. Application of the Stover–Kincannon kinetic model to nitrogen removal by Chlorella vulgaris in a continuously operated immobilized photobioreactor system, Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 83, 7, 998-1005.

Kim, S., Lee, Y., ve Hwang, S. J., 2013. Removal of nitrogen and phosphorus by Chlorella sorokiniana cultured heterotrophically in ammonia and nitrate, International Biodeterioration & Biodegradation, 85, 511-516.

Kliphuis, A. M., de Winter, L., Vejrazka, C., Martens, D. E., Janssen, M., ve Wijffels, R. H., 2010. Photosynthetic efficiency of Chlorella sorokiniana in a turbulently mixed short light-path photobioreactor, Biotechnology progress, 26, 3, 687-696.

Komolafe, O., Orta, S. B. V., Monje-Ramirez, I., Noguez, I. Y., Harvey, A. P., ve Ledesma, M. T. O., 2014. Biodiesel production from indigenous microalgae grown in wastewater, Bioresource technology, 154, 297-304.

Koreivienė, J., Valčiukas, R., Karosienė, J., ve Baltrėnas, P., 2014. Testing of Chlorella/Scenedesmus microalgae consortia for remediation of wastewater, CO2 mitigation and algae biomass feasibility for lipid production, Journal of Environmental Engineering and Landscape Management, 22, 2, 105-114.

Koyuncu, İ., 2001. Nanofiltrasyon membrantları ile tuz gideriminde organik iyon etkisi, Doktora Tezi, İTÜ., Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul.

Kumar, K., Dasgupta, C. N., Nayak, B., Lindblad, P., ve Das, D., 2011. Development of suitable photobioreactors for CO2 sequestration addressing global warming using green algae and cyanobacteria, Bioresource technology, 102, 8, 4945-4953.

Kumar, P., Prajapati, S. K., Malik, A., ve Vijay, V. K., 2017. Cultivation of native algal consortium in semi-continuous pilot scale raceway pond for greywater treatment coupled with potential methane production, Journal of Environmental Chemical Engineering, 5, 6, 5581-5587.

Lee, C. S., Lee, S. A., Ko, S. R., Oh, H. M., ve Ahn, C. Y., 2015. Effects of photoperiod on nutrient removal, biomass production, and algal-bacterial population dynamics in lab-scale photobioreactors treating municipal wastewater, Water research, 68, 680-691.

Li, Y., Horsman, M., Wang, B., Wu, N., ve Lan, C. Q., 2008. Effects of nitrogen sources on cell growth and lipid accumulation of green alga Neochloris oleoabundans, Applied microbiology and biotechnology, 81, 4, 629-636.

Luo, Y., Le-Clech, P., ve Henderson, R. K., 2017. Simultaneous microalgae cultivation and wastewater treatment in submerged membrane photobioreactors: a review, Algal Research, 24, 425-437.

Ma, X., Zhou, W., Fu, Z., Cheng, Y., Min, M., Liu, Y., Zhang, Y., Chen, P., Ruan, R., 2014. Effect of wastewater-borne bacteria on algal growth and nutrients removal in wastewater-based algae cultivation system, Bioresource technology, 167, 8-13.

Mahdy, A., Mendez, L., Ballesteros, M., ve González-Fernández, C., 2015. Algaculture integration in conventional wastewater treatment plants: anaerobic digestion comparison of primary and secondary sludge with microalgae biomass, Bioresource technology, 184, 236-244.

Marbelia, L., Bilad, M. R., Passaris, I., Discart, V., Vandamme, D., Beuckels, A., Muylaert, K., Vankelecom, I. F., 2014. Membrane photobioreactors for integrated microalgae cultivation and nutrient remediation of membrane bioreactors effluent, Bioresource technology, 163, 228-235.

Martınez, M., Sánchez, S., Jimenez, J., El Yousfi, F., ve Munoz, L., 2000. Nitrogen and phosphorus removal from urban wastewater by the microalga Scenedesmus obliquus, Bioresource technology, 73, 3, 263-272.

Mata, T. M., Martins, A. A., ve Caetano, N. S., 2010. Microalgae for biodiesel production and other applications: a review, Renewable and sustainable energy reviews, 14, 1, 217-232.

Metcalf, E., ve Eddy, M., 2014. Wastewater engineering: treatment and Resource recovery, Fourth Edition, Mc Graw-Hill Book, New York, USA.

Metzger, P., ve Largeau, C., 2005. Botryococcus braunii: a rich source for hydrocarbons and related ether lipids, Applied microbiology and biotechnology, 66, 5, 486-496.

Michels, M. H., Vaskoska, M., Vermuë, M. H., ve Wijffels, R. H., 2014. Growth of Tetraselmis suecica in a tubular photobioreactor on wastewater from a fish farm, Water research, 65, 290-296.

Minowa, T., Yokoyama, S. Y., Kishimoto, M., ve Okakura, T., 1995. Oil production from algal cells of Dunaliella tertiolecta by direct thermochemical liquefaction, Fuel, 74, 12, 1735-1738.

Mirón, A. S., Garcıa, M.-C. C., Camacho, F. G., Grima, E. M., ve Chisti, Y., 2002. Growth and biochemical characterization of microalgal biomass produced in bubble column and airlift photobioreactors: studies in fed-batch culture, Enzyme and Microbial Technology, 31, 7, 1015-1023.

Mulder, J., 2012. Basic principles of membrane technology, First Edition, Springer Science & Business Media, Netherlands .

Norsker, N.-H., Barbosa, M. J., Vermuë, M. H., ve Wijffels, R. H., 2011. Microalgal production-a close look at the economics, Biotechnology advances, 29, 1, 24-27.

Olsson, J., Feng, X. M., Ascue, J., Gentili, F. G., Shabiimam, M., Nehrenheim, E., ve Thorin, E., 2014. Co-digestion of cultivated microalgae and sewage sludge from municipal waste water treatment, Bioresource technology, 171, 203-210.

Patel, A., Gami, B., Patel, P., ve Patel, B., 2017. Microalgae: Antiquity to era of integrated technology, Renewable and Sustainable Energy Reviews, 71, 535-547.

Perez-Garcia, O., Escalante, F. M., de-Bashan, L. E., ve Bashan, Y., 2011. Heterotrophic cultures of microalgae: metabolism and potential products, Water research, 45, 1, 11-36.

Posadas, E., García-Encina, P. A., Soltau, A., Domínguez, A., Díaz, I., ve Muñoz, R., 2013. Carbon and nutrient removal from centrates and domestic wastewater using algal-bacterial biofilm bioreactors, Bioresource technology, 139, 50-58.

Praveen, P., ve Loh, K. C., 2016. Nitrogen and phosphorus removal from tertiary wastewater in an osmotic membrane photobioreactor, Bioresource technology, 206, 180-187.

Qin, L., Wang, Z., Sun, Y., Shu, Q., Feng, P., Zhu, L., Xu, J., Yuan, Z., 2016 Microalgae consortia cultivation in dairy wastewater to improve the potential of nutrient removal and biodiesel feedstock production, Environmental Science and Pollution Research, 23, 9, 8379-8387.

Ra, C. H., Kang, C. H., Kim, N. K., Lee, C. G., ve Kim, S. K., 2015. Cultivation of four microalgae for biomass and oil production using a two-stage culture strategy with salt stress, Renewable Energy, 80, 117-122.

Rada-Ariza, A., Lopez-Vazquez, C., van der Steen, N., ve Lens, P., 2017. Nitrification by microalgal-bacterial consortia for ammonium removal in flat panel sequencing batch photo-bioreactors, Bioresource technology, 245, 81-89.

Ramanna, L., Guldhe, A., Rawat, I., ve Bux, F., 2014. The optimization of biomass and lipid yields of Chlorella sorokiniana when using wastewater supplemented with different nitrogen sources, Bioresource technology, 168, 127-135.

Ramsundar, P., Guldhe, A., Singh, P., ve Bux, F., 2017. Assessment of municipal wastewaters at various stages of treatment process as potential growth media for Chlorella sorokiniana under different modes of cultivation, Bioresource technology, 227, 82-92.

Rashid, N., Rehman, M. S. U., Sadiq, M., Mahmood, T., ve Han, J. I., 2014. Current status, issues and developments in microalgae derived biodiesel production, Renewable and Sustainable Energy Reviews, 40, 760-778.

Razzak, S. A., Hossain, M. M., Lucky, R. A., Bassi, A. S., ve de Lasa, H., 2013. Integrated CO2 capture, wastewater treatment and biofuel production by microalgae culturing-A review. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 27, 622-653.

Renuka, N., Sood, A., Ratha, S. K., Prasanna, R., ve Ahluwalia, A. S., 2013. Evaluation of microalgal consortia for treatment of primary treated sewage effluent and biomass production., Journal of applied phycology, 25, 5, 1529-1537.

Richmond, A., 2008. Handbook of microalgal culture: biotechnology and applied phycology, Second Edition, Blackvel Publishing Book, Oxford, UK.

Rippka, R., Deruelles, J., Waterbury, J. B., Herdman, M., ve Stanier, R. Y., 1979. Generic assignments, strain histories and properties of pure cultures of cyanobacteria, Microbiology, 111, 1, 1-61.

Rittmann, B. E., ve McCarty, P. L., 2012. Environmental biotechnology: principles and applications, Tata McGraw-Hill Education Private Limited Book, USA.

Rodolfi, L., Chini Zittelli, G., Bassi, N., Padovani, G., Biondi, N., Bonini, G., ve Tredici, M. R., 2009. Microalgae for oil: Strain selection, induction of lipid synthesis and outdoor mass cultivation in a low-cost photobioreactor, Biotechnology and bioengineering, 102, 1, 100-112.

Ruiz-Marin, A., Mendoza-Espinosa, L. G., ve Stephenson, T., 2010. Growth and nutrient removal in free and immobilized green algae in batch and semi-continuous cultures treating real wastewater, Bioresource Technology, 101, 1, 58-64.

Ruiz-Martinez, A., Garcia, N. M., Romero, I., Seco, A., ve Ferrer, J., 2012. Microalgae cultivation in wastewater: nutrient removal from anaerobic membrane bioreactor effluent, Bioresource technology, 126, 247-253.

Ryu, B. G., Kim, J., Farooq, W., Han, J. I., Yang, J. W., ve Kim, W., 2014. Algal-bacterial process for the simultaneous detoxification of thiocyanate-containing wastewater and maximized lipid production under photoautotrophic/photoheterotrophic conditions, Bioresource technology, 162, 70-79.

Santhanam, N., 2009. Oilgae Guide to Algae-based Wastewater Treatment. E-Book, Home of Algal Energy, Tamilnadu, India.

Sasson, A., 1997. Microalgal Biotechnologies: Recent developments and prospects for developing countries. Paper presented at the 2. Asia-Pacific Marine Biotechnology Conference and 3. Asia-Pacific Conference on Algal Biotechnology, Phuket (Thailand), 7-10 May 1997.

Sathasivam, R., Radhakrishnan, R., Hashem, A., ve Abd_Allah, E. F., 2017. Microalgae metabolites: A rich source for food and medicine, Saudi Journal of Biological Sciences, doi.org/10.1016/j.sjbs.2017.11.003.

Scott, K., 1995. Handbook of industrial membranes, First Edition, Elsevier Advanced Technology Book, Oxford, UK.

Shi, J., Podola, B., ve Melkonian, M., 2007. Removal of nitrogen and phosphorus from wastewater using microalgae immobilized on twin layers: an experimental study, Journal of Applied Phycology, 19, 5, 417-423.

Shi, J., Podola, B., ve Melkonian, M., 2014. Application of a prototype-scale Twin-Layer photobioreactor for effective N and P removal from different process stages of municipal wastewater by immobilized microalgae, Bioresource technology, 154, 260-266.

Singh, G., ve Thomas, P. B., 2012. Nutrient removal from membrane bioreactor permeate using microalgae and in a microalgae membrane photoreactor, Bioresource technology, 117, 80-85.

Slade, R., ve Bauen, A., 2013. Micro-algae cultivation for biofuels: cost, energy balance, environmental impacts and future prospects, Biomass and bioenergy, 53, 29-38.

Spolaore, P., Joannis-Cassan, C., Duran, E., ve Isambert, A., 2006. Commercial applications of microalgae, Journal of bioscience and bioengineering, 101, 2, 87-96.

Su, C.-H., Chien, L. J., Gomes, J., Lin, Y. S., Yu, Y. K., Liou, J. S., ve Syu, R. J., 2011. Factors affecting lipid accumulation by Nannochloropsis oculata in a two-stage cultivation process, Journal of Applied Phycology, 23, 5, 903-908.

Sutherland, D. L., Turnbull, M. H., Broady, P. A., ve Craggs, R. J., 2014. Effects of two different nutrient loads on microalgal production, nutrient removal and photosynthetic efficiency in pilot-scale wastewater high rate algal ponds, Water research, 66, 53-62.

Tang, T., ve Hu, Z., 2016. A comparison of algal productivity and nutrient removal capacity between algal CSTR and algal MBR at the same light level under practical and optimal conditions, Ecological Engineering, 93, 66-72.

Travieso, L., Hall, D., Rao, K., Benıtez, F., Sánchez, E., ve Borja, R., 2001. A helical tubular photobioreactor producing Spirulina in a semicontinuous mode, International Biodeterioration & Biodegradation, 47, 3, 151-155.

Udaiyappan, A. F. M., Hasan, H. A., Takriff, M. S., ve Abdullah, S. R. S., 2017. A review of the potentials, challenges and current status of microalgae biomass applications in industrial wastewater treatment, Journal of Water Process Engineering, 20, 8-21.

Ugwu, C., Ogbonna, J., ve Tanaka, H., 2002. Improvement of mass transfer characteristics and productivities of inclined tubular photobioreactors by installation of internal static mixers, Applied microbiology and biotechnology, 58, 5, 600-607.

Ummalyma, S. B., ve Sukumaran, R. K., 2014. Cultivation of microalgae in dairy effluent for oil production and removal of organic pollution load, Bioresource technology, 165, 295-301.

Valenzuela-Espinoza, E., Millán-Núñez, R., ve Núñez-Cebrero, F., 2002. Protein, carbohydrate, lipid and chlorophyll a content in Isochrysis aff. galbana (clone

T-Iso) cultured with a low cost alternative to the f/2 medium, Aquacultural Engineering, 25, 4, 207-216.

Van Niel, C., 1944. The culture, general physiology, morphology, and classification of the non-sulfur purple and brown bacteria, Bacteriological reviews, 8, 1, 1.

Wang, B., Lan, C. Q., ve Horsman, M., 2012. Closed photobioreactors for production of microalgal biomasses, Biotechnology advances, 30,4, 904-912.

Wang, L., Li, Y., Sommerfeld, M., ve Hu, Q., 2013. A flexible culture process for production of the green microalga Scenedesmus dimorphus rich in protein, carbohydrate or lipid, Bioresource technology, 129, 289-295.

Wang, M., Kuo-Dahab, W. C., Dolan, S., ve Park, C., 2014. Kinetics of nutrient removal and expression of extracellular polymeric substances of the microalgae, Chlorella sp. and Micractinium sp., in wastewater treatment, Bioresource technology, 154, 131-137.

Watanabe, A., 1960. List of algal strains in collection at the Institute of Applied Microbiology, University of Tokyo, The Journal of General and Applied Microbiology, 6, 4, 283-292.

Widjaja, A., Chien, C. C., ve Ju, Y. H., 2009. Study of increasing lipid production from fresh water microalgae Chlorella vulgaris, Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers, 40, 1, 13-20.

Williams, P. J. l. B., ve Laurens, L. M., 2010. Microalgae as biodiesel & biomass feedstocks: review & analysis of the biochemistry, energetics & economics, Energy & Environmental Science, 3, 5, 554-590.

Woertz, I., Feffer, A., Lundquist, T., ve Nelson, Y., 2009. Algae grown on dairy and municipal wastewater for simultaneous nutrient removal and lipid production for biofuel feedstock, Journal of Environmental Engineering, 135, 11, 1115-1122.

Wu, Y. H., Hu, H. Y., Yu, Y., Zhang, T.-Y., Zhu, S. F., Zhuang, L. L., Zhang, X., Lu, Y., 2014. Microalgal species for sustainable biomass/lipid production using wastewater as resource: a review, Renewable and Sustainable Energy Reviews, 33, 675-688.

Xin, L., Hong-ying, H., Ke, G., ve Ying-xue, S., 2010. Effects of different nitrogen and phosphorus concentrations on the growth, nutrient uptake, and lipid accumulation of a freshwater microalga Scenedesmus sp., Bioresource technology, 101, 14, 5494-5500.

Xu, M., Bernards, M., ve Hu, Z., 2014. Algae-facilitated chemical phosphorus removal during high-density Chlorella emersonii cultivation in a membrane bioreactor, Bioresource technology, 153, 383-387.

Xu, M., Li, P., Tang, T., ve Hu, Z., 2015. Roles of SRT and HRT of an algal membrane bioreactor system with a tanks-in-series configuration for secondary wastewater effluent polishing, Ecological Engineering, 85, 257-264.

Zhang, Q., Li, X., Ye, T., Xiong, M., Zhu, L., Liu, C., Jin, S., Hu, Z., 2018. Operation of a vertical algal biofilm enhanced raceway pond for nutrient removal and microalgae-based byproducts production under different wastewater loadings, Bioresource Technology, 253, 323-332.

Zhen-Feng, S., Xin, L., Hong-Ying, H., Yin-Hu, W., ve Tsutomu, N., 2011. Culture of Scenedesmus sp. LX1 in the modified effluent of a wastewater treatment plant of an electric factory by photo-membrane bioreactor, Bioresource technology, 102, 17, 7627-7632.

Zhu, M., Zhou, P., ve Yu, L., 2002. Extraction of lipids from Mortierella alpina and enrichment of arachidonic acid from the fungal lipids, Bioresource technology, 84, 1, 93-95.

ÖZGEÇMİŞ

Adı ve Soyadı :Alper SOLMAZ

Adres :Ziya Gökalp Mh. Milli Egemenlik Cd. Şehit Sami Apt. 12/17A Kocasinan/KAYSERİ

E-posta adresi :alper038@gmail.com

EĞİTİM BİLGİLERİ (Kurum ve Yıl)

Lisans :Çukurova Üniversitesi, Mühendislik-Mimarlık Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü 2007.

Yüksek Lisans : Erciyes Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği A.B.D. 2011.

MESLEKİ DENEYİM VE ÖDÜLLERİ

1- Çevre Mühendisi, 2008 yılından beri Kayseri Organize Sanayi Bölge Müdürlüğü Evsel ve Endüstriyel Atıksu Arıtma Tesisi inşaatı ve işletmesi.

2- Proje Bursiyeri, Erciyes Üniversitesi, TÜBİTAK-KAMAG- 107G253 nolu "Küçük Yerleşim Birimleri İçin Uygun Atıksu Arıtma Alternatiflerinin Araştırılması: Yamula Baraj Havzasında Bir Örnek Çalışma" isimli proje.

3- Katılımcı, Huber Technology- Berching/Almanya fabrikasında atıksu arıtma tesisi ekipmanları eğitimi.

4- Araştırmacı/Uzman, Erciyes Üniversitesi, 114Y521 numaralı "Organize Sanayi Bölgesi Atıksularının Yeniden Kullanımı İçin Membranlı Arıtma Sistemlerinin Konvansiyonel Sistemlerle Karşılaştırılması" isimli proje.

5- Araştırmacı, Aksaray Üniversitesi, Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinasyon Birimi tarafından "Mikroalgal Batık Membran Fotobiyoreaktör ile Biyokütle Üretimi ve Nütriyent Giderimi-2015-043 nolu proje.

TEZDEN ÜRETİLEN YAYINLAR, SUNUMLAR VE PATENTLER

1- Solmaz A., Işık M., 2018. Effect of Sludge Retention Time on Biomass Production and Nutrient Removal at an Algal Membrane Photobioreactor (msMpBR). BioEnergy Research, Accepted, In Press, DOI: 10.1007/s12155-019-9961-4.

2- Solmaz A., Işık M., 2018. Arıtılmış Sentetik Atıksudan Fotomembran Reaktör İle Nutrient Giderimi, Su ve Çevre Kongresi, Bursa, Türkiye. Bildiriler Kitabı, Cilt I, 1061-1067.

3- Solmaz, A., Mustafa, Işık. 2017. Microalgae Production with Microalgal Submerged Membrane Photo Bioreactor (msMpBR) and Examining the Nutrient Removal Yield. Sigma Journal of Engineering and Natural Sciences-Sigma Mühendislik ve Fen Bilimleri Dergisi, 8(3), 255-261.

4- Solmaz A., Işık M., 2017. Examining the Development of Mixed Microalgae Culture in Submerged Membrane Photo Bioreactor and Investigating the Nutrient Removal Yield, "Ecology 2017 International Symposium Kayseri, Turkey.

5- Solmaz A., Işık M., 2017. Algal Membran Fotobiyoreaktörle Nutrient Giderimi, 4th International Water Congress, İzmir, Bildiriler Kitabı, Cilt I, 254-259.

6- Solmaz A., Işık M., 2016. Mikroalgal Batık Membran Foto Biyoreaktör (mbMfBR) ile Mikroalg Üretimi ve Nutrient Giderimi, "Uluslararası Su ve Atık Su Yönetimi Sempozyumu (UKSAY), Malatya, Bildiriler Kitabı, Cilt I, 73-78.