

T.C.
YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ATIKSU ARITMA TESİSİ İLE ENTEGRE
SÜRDÜRÜLEBİLİR MİKROALG BİYOKÜTLE ÜRETİMİ

İSMAİL ŞÜKRÜ BOSTANCI

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ PROGRAMI

DANIŞMAN
DOÇ. DR. EBRU AKKAYA

İSTANBUL, 2018

T.C.
YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ATIKSU ARITMA TESİSİ İLE ENTEGRE
SÜRDÜRÜLEBİLİR MİKROALG BİYOKÜTLE ÜRETİMİ

İSMAİL ŞÜKRÜ BOSTANCI

YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ PROGRAMI

DANIŞMAN
DOÇ. DR. EBRU AKKAYA

İSTANBUL, 2018

T.C.
YILDIZ TEKNİK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ATIKSU ARITMA TESİSİ İLE ENTEGRE
SÜRDÜRÜLEBİLİR MİKROALG BİYOKÜTLE ÜRETİMİ

İsmail Şükrü BOSTANCI tarafından hazırlanan tez çalışması 03.01.2018 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Yıldız Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda **YÜKSEK LİSANS TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Tez Danışmanı

Doç. Dr. Ebru AKKAYA
Yıldız Teknik Üniversitesi

Jüri Üyeleri

Doç. Dr. Ebru AKKAYA
Yıldız Teknik Üniversitesi

Prof. Dr. Bestami ÖZKAYA
Yıldız Teknik Üniversitesi

Doç. Dr. Emine ELMASLAR ÖZBAŞ
İstanbul Üniversitesi



Bu alışma, Yıldız Teknik Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Koordinatörlüğü'nn
"2016-05-02-YL01" numaralı projesi ile desteklenmiştir.

ÖNSÖZ

Yüksek lisans çalışmalarımın yürütülmesi sırasında kıymetli bilgi, birikim ve tecrübeleriyle desteklerini hiçbir zaman esirgemeyen, çalışmalarımda bana yol gösteren değerli danışman hocam Sayın Doç. Dr. Ebru AKKAYA'ya,

Çalışmamın gerçekleşmesinde büyük katkısı olan, deney düzeneğinin kurulumu için yer temini, laboratuvar imkânlarının kullanılması ve vermiş oldukları desteklerde dolayı İSKİ - İstanbul Su ve Kanalizasyon İdaresinin değerli çalışanları Ali İNCİ, Dr. Bedia KURTULUŞ, Dr. M. Mevra YALVAÇ'a,

Çalışmalarımın planlanma safhasında bana yol gösteren, İSKİ - İstanbul Su ve Kanalizasyon İdaresi'nde çalışmanın yürütülmesi için fırsat oluşturan Osman YILDIZ'a,

Çalışmamın mikroskopik gözlemlerinin yapılmasında ve yorumlanmasında değerli bilgilerini benimle paylaşan iş arkadaşım Meryem ÖZGAN'a,

Deney düzeneğinin üç boyutlu çiziminin yapılması ve çalışmanın azotla ilgili bölümün yorumlanmasında görüşlerini benimle paylaşan değerli iş arkadaşım Ender US'a,

Deney düzeneğindeki otomatik kontrol sistemi, LED ışıklandırma sistemi ve karşılaşılan elektriksel sorunların giderilmesi konusundaki desteklerinden dolayı Ferdi ÖZKAN'a,

Deney çalışması aşamasında, takibi yapılan analizler konusundaki desteklerini esirgemeyen Ataköy İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi Laboratuvar personelleri ve klorofil-*a* analizleri konusunda destek veren İSKİ Temiz Su laboratuvarı çalışanları Elif BAŞOĞLU ve Muhammed Ali GÜNDÜZ'e,

Deneyde kullanılan reaktörde akışkan hızı testini İ.T.Ü. İnşaat Fakültesi, Hidrolik ve Su Yapıları Laboratuvarında yapılması konusunda yardımcı olan Doç. Dr. Oral YAĞCI ve Dorukhan KELLEÇİOĞLU'na,

Çalışmada kullanılan mikroalg kültürünün temini konusunda destek veren B.Ü., Çevre Bilimleri Enstitüsü öğretim üyesi Doç. Dr. Berat Z. HAZNEDAROĞLU'na,

Bana hayatımın her alanında güç veren ve bütün teşekkürlerin çok az kalacağından emin olduğum; annem Nazmiye BOSTANCI'ya,

Her zaman ve her koşulda sevgisiyle yanımda olan, anlayış ve hoşgörüsünü eksik etmeyen ve çalışmalarımın her aşamasında verdiği desteklerden dolayı değerli eşim Esma Bike BOSTANCI'ya,

En içten şükranlarımı, saygılarımı sunarım.

Ocak, 2018

İsmail Şükrü BOSTANCI

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
SİMGE LİSTESİ.....	vii
KISALTMA LİSTESİ.....	ix
ŞEKİL LİSTESİ.....	x
ÇİZELGE LİSTESİ	xii
ÖZET	xiii
ABSTRACT.....	xv
BÖLÜM 1	
GİRİŞ.....	1
1.1 Tezin Amacı	4
1.2 Literatür Özeti	5
BÖLÜM 2	
KURAMSAL BİLGİLER	12
2.1 Mikroalg Biyokütle Üretimi	12
2.1.1 Mikroalgler	12
2.1.2 Mikroalg Yetiştirme Sistemleri	19
2.1.3 Mikroalg Gelişimine Etki Eden Unsurlar	28
2.1.4 Mikroalg Hasatlama Sistemleri.....	33
2.2 Atıksu Arıtma	41
2.2.1 Ön Arıtma (Preliminary Treatment)	41
2.2.2 Birincil Arıtma (Primary Treatment)	41
2.2.3 İkincil Arıtma (Secondary Treatment)	42
2.2.4 Üçüncül Arıtma (Tertiary Treatment)	42
2.2.5 Dördüncül arıtma (Quaternary Treatment)	42
2.2.6 İleri Arıtma (Advanced Treatment)	42
2.3 Atıksu Arıtma ile Entegre Mikroalg Üretimi.....	42
BÖLÜM 3	
MATERYAL VE METOT.....	45

3.1	Reaktörün Tasarımı ve İşletilmesi	45
3.1.1	Besin	47
3.1.2	Karıştırma	48
3.1.3	Hasatlama	50
3.1.4	Sıcaklık	51
3.1.5	Işık	52
3.1.6	pH ve CO ₂	53
3.2	Reaktör İşletiminin Takibi	54
3.3	Kullanılan Atıksu Arıtma Tesisi Suları	54
3.3.1	Tesis Çıkış Suyu	56
3.3.2	Anaerobik Çürütme Çamuru, Susuzlaştırma Sentrat Suları	57
3.4	Kullanılan Mikroalg Türü - <i>Chlorella vulgaris</i>	58
3.4.1	Morfolojisi	59
3.4.2	Besin İhtiyacı ve Büyüme Fizyolojisi	59
3.4.3	<i>Chlorella vulgaris</i> 'in Biyokimyasal Bileşimini Etkileyen Şartlar	60
3.4.4	Potansiyel Ürün ve Uygulamalar	60
3.4.5	<i>Chlorella vulgaris</i> Aşı Kültürü	60
3.4.6	Ortamda beliren ikincil mikroalg türü: <i>Scenedesmus obliquus</i>	61
3.5	Yapılan Analizler	62
3.5.1	NH ₄ ⁺ -N - Amonyum Azotu	63
3.5.2	NO ₃ ⁻ -N - Nitrat Azotu	64
3.5.3	PO ₄ ³⁻ - P - Ortofosfat	64
3.5.4	AKM - Askıda Katı Madde	65
3.5.5	KOI - Kimyasal Oksijen İhtiyacı	65
3.5.6	Klorofil- <i>a</i> Ölçümü ve Optik Yoğunluk	66
3.5.7	Alkalinite	66
3.5.8	Çözünmüş Oksijen	67
3.5.9	İletkenlik & Tuzluluk	67
3.5.10	pH ve Sıcaklık	68
BÖLÜM 4		
BULGULAR VE TARTIŞMA		69
4.1	Deneme İşletme Periyodları	69
4.1.1	Deneme İşletme Periyodu – 23 Gün	69
4.1.2	Deneme İşletme Periyodu – 12 Gün	83
4.2	İşletme Periyodu – 90 Gün	84
4.2.1	Biyokütle Üremesi ve Reaktör İçi Biyofilm Oluşumu	85
4.2.2	Mikroskopik Gözlemler	97
4.2.3	Nutrient ve Organik Karbon Giderimi	99
BÖLÜM 5		
SONUÇLAR VE ÖNERİLER		108
KAYNAKLAR		113
ÖZGEÇMİŞ		123

SİMGE LİSTESİ

%	: Yüzde
μ	: Spesifik üreme hızı, sa^{-1}
μm	: mikrometre
$\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$	: Saniyede metrekare başına mikromol
$\mu\text{S cm}^{-1}$	: MicroSiemens bölü santimetre
Ca	: Kalsiyum
Ca(OH)_2	: Kalsiyum hidroksit
CaCO_3	: Kalsiyum karbonat - Kalsit
$\text{CaMg(CO}_3)_2$	: Dolomit - Kalsiyum magnezyum bikarbonat - Dolostone
cm s^{-1}	: Saniyede santimetre
cm	: Santimetre
CO_2	: Karbondioksit
CO_3^{2-}	: Karbonat
Cu	: Bakır
Fe	: Demir
g L^{-1}	: Gram bölü litre
H_2CO_3	: Karbonik asit
$\text{H}_2\text{PO}_4^{1-}$	: Dihidrojen fosfat
H_3PO_4	: Ortofosforik asit veya fosforik asit
HCl	: Hidroklorik asit
HCO_3^-	: Bikarbonat
HPO_4^{2-}	: Monohidrojen fosfat
K	: Potasyum
m	: Metre
$\text{m}^3 \text{sa}^{-1}$	: Metre küp saat
$\text{mg CaCO}_3 \text{L}^{-1}$	: Miligram kalsiyum karbonat bölü litre
$\text{mg L}^{-1} \text{g}^{-1}$	: Miligram bölü litre bölü gram
Mg	: Magnezyum
mg L^{-1}	: Miligram bölü litre
$\text{ml}_n \text{min}^{-1}$	: Normal mililitre dakika
mm	: Milimetre
Mn	: Mangan veya Manganez
Mo	: Molibden
N:P	: İnorganik azot - fosfor oranı
Na_2CO_3	: Sodyum karbonat
NaHCO_3	: Sodyum bikarbonat - Nahcolite
NaOH	: Sodyum hidroksit

$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	: Amonyum azotu
$\text{NO}_3^- - \text{N}$	: Nitrat azotu
$^{\circ}\text{C}$	: Santigrat derece
pH	: Çözeltilerin asitlik ve baziklik derecesini gösteren birim
$\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$	: Fosfat veya ortofosfat iyonu
S	: Sülfür
sa^{-1}	: 1 bölü saat
sp.	: Cinsin belirsiz bir türü (an unspecified species of the genus)
Zn	: Çinko



KISALTMA LİSTESİ

AKM	: Askıda Katı Madde
BOİ ₅ (BOD ₅)	: Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı
CBOD ₅	: Karbonlu Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı - (Carbonaceous BOD ₅)
DHA	: Dokosaheksaenoik asit - (Docosaheptaenoic acid), (Omega-3)
dk	: Dakika
DNA	: Deoksiribonükleik asit – (Deoxyribonucleic acid)
emk	: Elektromotor kuvvet
EPA	: Eikosapentaenoik asit - (Eicosapentaenoic acid), (Omega-3)
EPS	: Hücre-dışı polimerik maddeler (Extracellular Polymeric Substances)
FAR	: Fotosentetik Aktif Radyasyon - (Photosynthetic Active Radiation), (PAR)
HRAP	: Yüksek Hızlı Alg Havuzları - (High-Rate Algal Ponds)
HRT	: Hidrolik Bekletme Süresi - (Hydraulic Retention Time)
ISO	: Uluslararası Standardizasyon Kuruluşu - (International Organization for Standardization)
İBAAT	: İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi
KOİ	: Kimyasal Oksijen İhtiyacı
L	: Litre
LDO	: Lüminesan Çözünmüş Oksijen - (Luminescent Dissolved Oxygen)
LPH	: Saat başına litre (Liter per hour)
Lux (lx)	: SI aydınlatma birimi
N	: Normal
nm	: Nanometre
OD	: Optik yoğunluk - Optical Density
PUFA	: Çoklu doymamış yağ asitleri - (Polyunsaturated fatty acids), (Omega-3)
RNA	: Ribonükleik asit - (Ribonucleic acid)
SI	: Uluslararası Birimler Sistemi - (International System of Units)
TAG	: Triasilgliseroller - (Triacylglycerols)
TDS	: Toplam Çözünmüş Madde - (Total Dissolved Solids)
TN	: Toplam azot -(Total Nitrogen)
TP	: Toplam fosfor - (Total Phosphorus)
UTEX	: The University of Texas at Austin
UV	: Ultraviyole, morötesi
UV-B	: Ultraviyole B

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa

Şekil 1.1 Mikroalglerin biyokütle üreme miktarlarının karşılaştırması [11]	6
Şekil 2.1 Biyoteknolojik çalışmalarda kullanılan tür ve cinslere örnekler 1 [21]	17
Şekil 2.2 Biyoteknolojik çalışmalarda kullanılan tür ve cinslere örnekler 2 [21]	18
Şekil 2.3 Açık tip havuzlara örnekler [28]	21
Şekil 2.4 Açık-kanallı parkur tipi (raceway) reaktörlerin şematik gösterimi [19]	22
Şekil 2.5 Kaskatlı havuzlar [25, 29].....	23
Şekil 2.6 Yatay tübüler fotobiyoreaktör sistemi [31]	24
Şekil 2.7 Tübüler fotobiyoreaktör örnekleri (a. [19], b. [32], c. [33])	25
Şekil 2.8 Panel fotobiyoreaktörler [34]	25
Şekil 2.9 Geniş torba tipi fotobiyoreaktör [35]	26
Şekil 2.10 Akordeon fotobiyoreaktör [36]	26
Şekil 2.11 ProviAPT fotobiyoreaktör [37]	27
Şekil 2.12 Kubbe şekilli fotobiyoreaktör [38].....	27
Şekil 2.13 Hibrit sistemler [39].....	27
Şekil 2.14 Mikroalg hasatlama aşamaları, biyokütlenin yoğunluk ve fiziksel özelliği [4] 34	
Şekil 2.15 Ayrıştırma teknikleri; enerji sarfiyatları ve tutabildiği parçacık boyutları [4] 35	
Şekil 2.16 Alg kültüründe flokleşme ve çökelme [42]	36
Şekil 2.17 Mikroflotasyon uygulaması [43].....	40
Şekil 2.18 Atıksu arıtma ile entegre mikroalg üretim sistemi akım şeması [47].....	43
Şekil 3.1 Deney reaktörünün şematik gösterimi - Plan.....	45
Şekil 3.2 Reaktörde bulunan kültür miktarını yükseklik ve hacimsel olarak ölçümü	48
Şekil 3.3 Reaktörde hız ölçümü.....	49
Şekil 3.4 Reaktör hız ölçümü - 5 cm s^{-1}	49
Şekil 3.5 Reaktör hız ölçümü - 12 cm s^{-1}	49
Şekil 3.6 Artan konsantrasyon sonucu çökelen ve iç yüzeylere yapışan biyokütle	50
Şekil 3.7 Deney reaktörünün şematik gösterimi - Kesit.....	51
Şekil 3.8 Sıcaklık kontrol cihazı.....	52
Şekil 3.9 Reaktördeki ışık ölçümü	52
Şekil 3.10 CO ₂ debimetresi.....	53
Şekil 3.11 Seramik CO ₂ difüzörü.....	53
Şekil 3.12 Arıtma tesisi akış diagramı ve numune alma noktaları	55
Şekil 3.13 Ambarlı İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi ünite yerleşimi.....	56
Şekil 3.14 <i>Chlorella vulgaris</i> (UTEX 395) - Kültür arşivinden fotoğraf [68]	61
Şekil 3.15 <i>Scenedesmus obliquus</i> , [73]	62
Şekil 3.16 Amonyum ölçümlerinde kullanılan cihaz	63

Şekil 3.17 Toplam fosfor analizi	64
Şekil 3.18 AKM analizi - filtre kâğıdı.....	65
Şekil 3.19 Alkalinite titrasyon düzeneği	66
Şekil 3.20 Oksijen ölçüm cihazı	67
Şekil 4.1 Mikroalg biyokütle değişimi	70
Şekil 4.2 Birinci çöktürme denemesi.....	70
Şekil 4.3 İkinci çöktürme denemesi	71
Şekil 4.4 Devridaimli Çöktürme sistemi	72
Şekil 4.5 Alkalinite değişimi ve karbondioksit sarfiyatı	74
Şekil 4.6 Sodyum hidroksit çözeltisiyle biyokütle flokleştirme	75
Şekil 4.7 Sodyum hidroksitle flokleştirme denemesi üst faz AKM filtre kâğıtları	75
Şekil 4.8 Amonyum, nitrat konsantrasyonu ve alkalinite değişimi.....	78
Şekil 4.9 Alkalinite - pH grafiği	79
Şekil 4.10 Sodyum bikarbonatın alkaliniteye etkisi deneyi.....	81
Şekil 4.11 Toz dozajlama cihazı	82
Şekil 4.12 Buharlaşma takibi çalışması	83
Şekil 4.13 Reaktördeki buharlaşma ve sıcaklık grafiği	83
Şekil 4.14 Amonyum konsantrasyonu ve çalışma koşulları:	85
Şekil 4.15 Biyokütle konsantrasyonu (AKM) ve çalışma koşulları.....	86
Şekil 4.16 Faz 1 boyunca reaktörün ve biyofilm oluşumunun görünüşü.....	89
Şekil 4.17 Biyofilm temizleme uygulaması (Faz 1'in sonunda)	90
Şekil 4.18 Biyokütle konsantrasyonu, klorofil- <i>a</i> ve optik yoğunluk (680 nm)	91
Şekil 4.19 Biyokütle ve hasat edilen biyokütle konsantrasyonu.....	92
Şekil 4.20 Düzenli Devridaimli Çöktürme sistemi çalıştırıldığındaki biyofilm oluşumu ..	94
Şekil 4.21 Tuzluluk ve biyokütle grafiği	95
Şekil 4.22 Reaktör yüzeyinde mikroalg köpüğü oluşumu	96
Şekil 4.23 Faz 1'de kültür ortamında ve biyofilmden gerçekleştirilen gözlemler:.....	97
Şekil 4.24 Faz 2'de kültür ortamında ve biyofilmden gerçekleştirilen gözlemler:.....	98
Şekil 4.25 Faz 3'de kültür ortamında ve biyofilminde gerçekleştirilen gözlemler:.....	99
Şekil 4.26 Amonyum ve nitrat konsantrasyonu	100
Şekil 4.27 Ortofosfat konsantrasyonları	104
Şekil 4.28 Çözünmüş KOİ konsantrasyonunun zamanla değişimi.....	106

ÇİZELGE LİSTESİ

Sayfa

Çizelge 1.1 Literatürdeki bazı atıksuda mikroalg üretimi çalışmaları	11
Çizelge 2.1 Biyoteknolojik çalışmalarda kullanılan mikroalg türleri [21]	13
Çizelge 2.2 Açık ve kapalı tip mikroalg yetiştirme sistemlerinin karşılaştırılması [26] ...	20
Çizelge 3.1 Reaktör işletme şartları ve referans değerler	46
Çizelge 3.2 Ambarlı İBAAT giriş - çıkış tasarım parametreleri	56
Çizelge 3.3 Ambarlı İBAAT çıkış suyu karakteristiği	57
Çizelge 3.4 Ambarlı İBAAT anaerobik çamur sentrat suyu karakteristiği	58
Çizelge 3.5 <i>Scenedesmus obliquus</i> optimum büyüme koşulları	62
Çizelge 3.6 Analizlerde kullanılan ekipmanlar ve deney metotları	62
Çizelge 4.1 Ambarlı ve Ataköy İBAAT çamur susuzlaştırma sentrat suyu	73
Çizelge 4.2 Sodyum hidroksit çözeltisiyle biyokütle flokleştirme sonuçları	75
Çizelge 4.3 Alkalinite eklemek için kullanılan kimyasallar [77, 80]	80
Çizelge 4.4 Bu çalışma ve literatürde tespit edilen amonyum giderim hızları	101
Çizelge 4.5 Faz 2 boyunca; biyokütle, amonyum giderim hızı ve tuzluluk değerleri	102

ATIKSU ARITMA TESİSİ İLE ENTEGRE SÜRDÜRÜLEBİLİR MİKROALG BİYOKÜTLE ÜRETİMİ

İsmail Şükrü BOSTANCI

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Yüksek Lisans Tezi

Tez Danışmanı: Doç. Dr. Ebru AKKAYA

Mikroalgler; algal biyodizel, yüksek değerli ürünler, gübre veya endüstriyel kimyasalların üretiminde kullanılabilecek önemli potansiyele sahip organizmalardır. Özellikle atıksuyun besin kaynağı olarak kullanımıyla elde edilen algal biyodizel, yenilenebilir ve karbon nötr olması nedeniyle üretimi giderek önem kazanmaktadır. Atıksu ile mikroalg üretimi konusunda yapılan literatürdeki çalışmaların çoğu, mikroalgin kültür ortamının yetiştirilme şartlarının optimize edilmesi veya mikroalgelerin kısa dönem deney periyodlarında büyüme ve besin giderim kapasitelerinin belirlenmesine odaklanmıştır.

Bu çalışmanın amacı 90 günlük bir çalışma periyodunda, kullanılan atıksuyun sterilize edilmeden ve filtre edilmeden, sürdürülebilir mikroalg biyokütle üretimini sağlamaktır. Bu çalışmada, üçüncül arıtma çıkış suyu ve anaerobik çürümüş çamur susuzlaştırma dekantörü sentrat atıksuları besin kaynağı olarak kullanılmıştır. Farklı oranlarda karıştırılarak kullanılan atıksular, *Chlorella vulgaris* mikroalg biyokütlesi üretmek amacıyla, laboratuvar ölçekli parkur tipi (raceway) 60 litre hacmindeki reaktöre beslenmiştir. Kültür ortamında kullanılan çalışma koşulları literatürde ve daha önce yapılmış çalışmalarda elde edilen optimum şartlara göre düzenlenmiştir.

Bu çalışmanın ön hazırlıkları safhasında; düzenli analiz takibi yapmadan kısa süreli deneme reaktör işletme çalışmaları ve düzenli analiz takibi yaparak 23 günlük reaktör işletme çalışması yapılmıştır. Böylece uzun süreli işletme safhasında ortam şartlarından kaynaklanabilecek olası problemler belirlenmiştir. Belirlenen problemler; biyokütlenin reaktör içinde çökmesi, sıcaklığın kontrolsüz olarak yükselmesi veya düşmesi, pH değerinin mikroalglerin anabolik aktiviteleri neyle yükselmesi, sürekli CO₂

verildiğinde pH'nın düşmesi, zaman kontrollü aydınlatma ihtiyacı, amonyum giderimi sonucu alkalinitenin tükenmesidir. Belirlenen problemlerin çözümü ve sistemin optimum şartlarda uzun süreli algal biyokütle üretimi sağlayacak şekilde çalışması için reaktör tasarımı yapılmıştır. Reaktörde yapılan düzenlemeler; yeterli karışımı sağlayacak karıştırma ekipmanı seçimi, otomatik sıcaklık kontrol düzeneği, pH'ya bağlı otomatik çalışan CO₂ temin sistemi, belirlenen zamanda açılıp kapanan aydınlatma sistemi ve alkalinite dozlama (NaHCO₃) düzeneğidir. Böylece kültür ortamının optimum şartlarda tutulması sağlanmıştır.

Ayrıca ön hazırlık safhasında; üreyen biyokütlenin hasat problemini çözmek amacıyla "Devridaimli Çöktürme" sistemi geliştirilmiştir. Ayrıca Devridaimli Çöktürme sisteminin sürdürülebilir biyokütle üretimini kolaylaştıracak büyük bir potansiyele sahip olduğu anlaşılmıştır. Biyokütle üretimi aşamasında, ortam şartlarından kaynaklı problem dışında biyolojik prosten kaynaklı problemler oluşabilmektedir. Devridaimli Çöktürme sisteminin biyolojik tabanlı problemlere etkisini değerlendirmek için çalışmanın işletme süreci üç faz olarak tasarlanmıştır.

Reaktörün işletmesinin yapıldığı 90 günlük süreçte, Devridaimli Çöktürme sistemin günlük olarak uygulanmasıyla elde edilen kazanımlar şunlardır;

- Reaktörün tüm hacimi günlük olarak 5 kez Devridaimli Çöktürme'den geçirilerek kültür ortamda kontaminasyona neden olabilecek mikroorganizmalar uzaklaştırılmıştır.
- 3 günde biyofilm oluşumu gözlemlenirken bu süre 7 güne çıkmıştır. Böylece reaktörün iç duvarlarındaki biyofilm oluşum hızı düşürülmüştür.
- Kültür ortamında bakterilerin çoğalması bastırılabilmiştir.
- Nitrifikasyon bakterilerinin amonyum gideriminde baskın hale gelmesi engellenmiştir.
- Açık tip reaktörün askıda biyokütle tutma kapasitesi iyileştirilerek, literatürde kabul edilen maksimum 500 mg L⁻¹ değerinden 770 mg L⁻¹ değerine çıkarılmıştır.
- Amonyum giderim hızı yaklaşık 30 mg L⁻¹ gün⁻¹ olarak bulunmuştur.

Anahtar Kelimeler: Besin giderimi, mikroalg, atıksu arıtma, anaerobik çürümüş çamur sentrat arıtımı, kontaminasyon kontrolü, biyokütle üretimi, *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus obliquus*

**SUSTAINABLE MICROALGAE BIOMASS PRODUCTION
INTEGRATED WITH WASTEWATER TREATMENT PLANT**

İsmail Şükrü BOSTANCI

M.Sc. Programme in Environmental Engineering

MSc. Thesis

Adviser: Assoc. Prof. Dr. Ebru AKKAYA

Microalgae is a promising organism to produce biodiesel, high value products, fertilizer or industrial chemicals. Especially algal biofuel is very important for renewable and carbon neutral liquid transportation fuels production by using municipal wastewater as a nutrient source. Most of studies in literature about microalgae production with wastewater on optimizing environmental conditions or determining capability of microalgae in short term experimental periods.

The aim of this research was performed to evaluate the use of wastewater without sterilization and filtration to produce sustainable microalgae biomass in 90 days period. In this experiment, tertiary treatment effluent and centrate from dewatered anaerobically digested sludge from the wastewater treatment plant was used. The used wastewater was fed to the lab scale 60 L reactor in order to cultivate *Chlorella vulgaris* biomass with the operating conditions given in current literature.

In the preliminary phase of this research; the 23 days reactor operation was performed by providing a constant follow-up analysis along with short-term experimental reactor operation studies without a constant follow analysis. In this way, problems caused from environmental conditions were identified that may be seen during long-term operation. The identified problems are; the biomass precipitation within the reactor, the increasing or decreasing of culture temperature, the increase in the pH value due to algal anabolic activities, the decrease in the pH when CO₂ was given to culture constantly, the necessity for time-controlled lighting, alkalinity requirement depending on ammonium removal.

The reactor was designed to solve the identified problems and provide the long-term cultivation of algal biomass under optimum conditions. The reactor was developed by; the choosing of equipment to provide sufficient mixing, automatic temperature control system, automatic CO₂ supply system according to set pH value, open and closed irradiation system in a determined time and alkalinity dosage equipment. In this way, the reactor system was designed to work automatically under optimum conditions.

Lab scale raceway reactor was used in the experiment. In the trial operation stage, “Recirculated Sedimentation” system was developed to solve harvesting problem. During preliminary experimental period of this research, it has been understood that Recirculated Sedimentation system has a big potential to facilitate sustainable biomass production. In the phase of biomass production, other than the problems resulting from the environmental conditions, problems can be encountered from the biological process. Therefore to evaluate the effect of the Recirculated Sedimentation system on the biological-based problems, the experiment timeline of the research was performed in three stages.

The specific acquirements from Recirculated Sedimentation system are as follows;

- Contaminants were removed from the culture medium by passing all volume of culture through “Recirculated Sedimentation” by 5 times per day.
- The formation of the biofilm could be seen in 3 days, this duration was observed to be 7 days when “Recirculated Sedimentation” was used. Thus, the rate of biofilm formation on the inner walls of the reactor was reduced.
- The increase of the bacterial population within the culture medium was suppressed.
- The predominating of the nitrifiers in the removal of the ammonium was prevented.
- The suspended solids holding capacity of the open reactor was improved to a value of 770 mg L⁻¹ from the maximum 500 mg L⁻¹ accepted in the literature.
- The ammonium removal rate was improved to about 30 mg L⁻¹ d⁻¹.

Keywords: Nutrient removal, mikroalgae, wastewater treatment, anaerobic digested sludge centrate treatment, contamination control, biomass production, *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus obliquus*

GİRİŞ

Gelişmiş ve gelişmekte olan ülkelerde yüksek miktarda kentsel ve endüstriyel atıksu oluşmaktadır. Oluşan atıksular nehirlerle, göllere ve denize deşarj edilmeden önce çevreye zarar vermeyecek şekilde arıtılmalıdır. Özellikle atıksu içinde bulunan inorganik kirlleticilerin (amonyum, nitrat, fosfor vb.) çevreye verildiğinde ötrofikasyona neden olmayacak şekilde arıtılması gerekmektedir [1].

Kentsel atıksular genellikle konvensiyonel arıtma yöntemleri olan ön çöktürme (birincil arıtma) ve biyolojik arıtma (ikincil arıtma) yöntemleriyle arıtılmaktadır. Bu iki yöntemle azot ve fosfor kısmen giderilebilmektedir. Ancak birincil ve ikincil arıtma yöntemlerine iyi adapte edilmiş nitrifikasyon-denitrifikasyon prosesleri ve biyolojik fosfor giderim prosesleriyle istenen düzeyde azot - fosfor giderimi (üçüncül arıtma) gerçekleştirilebilmektedir [2].

Geleneksel arıtma yöntemlerinde kullanılan biyolojik proseslerde arıtma heterotrof bakteriler tarafından sağlanmaktadır. Benzer şekilde mikroalgler de atıksu arıtımında kullanılabilmektedir. Mikroalglerin bu özelliği doğal sularda oluşan kirliliklerin arıtılmasında gösterdikleri etki nedeniyle bilinmektedir [3]. Mikroalglerin atıksu arıtmada ikincil ve üçüncül arıtma yapmak amaçlı kullanılması 1950'lerde Oswald ve arkadaşları tarafından ortaya konulmuştur [4].

Günümüzde mikroalglerle atıksu arıtımı bilinen ve üzerinde birçok araştırmaların yapıldığı bir konudur. Mikroalgler kullanılarak yapılan arıtma işleminin dayandığı prensip, besin maddelerinin mikroalgler tarafından anabolizma faaliyetlerinde kullanılmasıdır. Bu prosese "fotosentetik oksijenasyon" denilmekte ve yüksek hızlı alg havuzları (HRAP) olarak arıtma sistemleri tasarlanabilmektedir. Fotosentetik oksijenasyon prosesinin

kullanılmasında iki amaç vardır; atıksuda bulunan bakiye nütrient giderimini sağlamak ve oluşan alg biyokütlesinin gübre, biyodizel ve çeşitli endüstriyel kimyasalların üretiminde kullanılmasıdır. Mikroalglerin    nc l arıtmayı (azot - fosfor giderimi) sağlamalarının yanında kültür ortamında gerçekleştirdikleri anabolizma faaliyetleri nedeniyle pH değeri yükselmekte ve buna bağlı olarak; amonyum sıyrılması, fosfor çökelmesi ve suyun kısmen dezenfekte olması gibi işlemler de sağlamaktadır. Bunların yanı sıra mikroalglerin atıksuda bulunan ağır metalleri adsorbe edebilme ve oluşturdukları oksijenle heterotrof bakterilerin ikincil arıtma yapmalarına imkân vermeleri gibi avantajları da vardır [2, 4, 5].

Mikroalg biyokütlesinin farklı amaçlarla kullanılabiliyor olması mikroalgin kullanım alanlarıyla ilgili araştırmaları ve uygulamaları arttırmıştır. Özellikle fosil yakıtların tükenecek olması ve küresel ısınma gibi sorunlar biyokütleden yakıt eldesi konusunda mikroalgleri  ne çıkarmıştır. Tarım ürünlerinden elde edilen biyodizel ile kıyaslandığında mikroalglerin hızlı büyüme kabiliyetlerinin olması ve tarımsal üretimde olduğu gibi verimli arazilere ihtiyaç duymaması, mikroalgden biyodizel üretimini avantajlı hale getirmektedir. Ayrıca mikroalglerin, atıksuda bulunan azot ve fosforu besin kaynağı olarak kullanabiliyor olması, mikroalgden elde edilen biyokütlenin daha ekonomik üretilmesine imkân sağlamaktadır [6].

Mikroalglerin atıksu arıtımına yönelik kullanılmasında bazı kısıtlamalar mevcuttur. Hidrolik bekletme süresinin uzun olması, ılıman iklim koşullarının gerekliliği, üreyen biyokütlenin sudan ayrıştırılmasının maliyetli olması [2] ve atıksuyla gelen zararlı organizmaların mikroalg üretimini olumsuz etkilemesi gibi nedenler mikroalgle atıksu arıtma yönteminin yaygınlaşmasını engellemektedir.

Mikroalglerle atıksu arıtmanın zorlukları bulunsa da mikroalg biyokütlesinin arıtma tesisiyle entegre üretilmesinin sağladığı birçok avantaj mevcuttur;

1. Mikroalgler ikincil arıtma çıkış suyunu besin kaynağı olarak kullanabilmektedir.
2. Mikroalgler atıksudaki ağır metalleri adsorbe edebilmektedir.
3. Mikroalgler fotosentez için gerekli CO₂'i arıtma tesislerinde kurulmuş olan kojenerasyon ünitelerinin baca gazından temin ederek CO₂ salınımını azaltabilmektedir.

4. Mikroalgler fotosentez için gerekli CO₂'i anaerobik çürümüş çamur tanklarından çıkan biyogazdan temin edebilmekte ve bu yolla üretilen biyogazın saflaştırılmasını sağlamaktadır.
5. Anaerobik çürümüş çamurun susuzlaştırması sonucunda oluşan sentrat sularındaki yüksek azot ve fosforun arıtımında kullanılabilmekte ve bu yolla tesise dönen ikincil yükleri azaltmaktadır.
6. Üreyen mikroalg biyokütlesi, anaerobik çürümüş çamur tankında çürütülerek mevcut biyogaz üretim potansiyeli arttırılabilir.



1.1 Tezin Amacı

Mikroalgin atıksu artımında kullanımı hakkında yapılan çalışmalar genellikle mikroalgin üreme kabiliyetiyle ilgili konuları içermektedir. Çizelge 1.1’de literatürde gerçekleştirilen çalışmalardan bazıları listelenmiştir. Bu çalışmaların bir kısmında; pH, sıcaklık, karbondioksit temini, kültür ortamının karıştırılması, dezenfeksiyon uygulaması, ışık şiddeti ve ışıklanma süresi gibi parametrelerin algal biyokütle üremesine etkisi incelenmiştir [1, 3, 7, 8, 9]. Bazı çalışmalarda ise farklı mikroalg türlerinin karşılaştırılması, başlangıç hücre yoğunluklarının besin giderimi üzerine etkisi, besin miktarının üremeye olan etkisi ve besin giderim verimi gibi konular incelenmiştir [10, 11, 12, 13, 14].

Bu çalışmada atıksu arıtma tesisiyle entegre mikroalg biyokütle üretimi amaçlanmıştır. Mikroalg üretimi aşamasında karşılaşılan; kültür ortamında kontaminasyon oluşumu, azot giderimi aşamasında alkalinite eksikliği, nitrat birikimi vb. biyolojik proses tabanlı problemler ve uzun süreli işletme sürecinden kaynaklı problemler irdelenerek çözümler araştırılmıştır. Çalışmada arıtma tesisinden elde edilen atıksular kullanarak mikroalg üretimi için yeterli besin kaynağı sağlanarak biyokütle üretimi gerçekleştirilmesi hedeflenmiştir. Bu amaçla laboratuvar ortamında kurulan reaktörde mikroalg biyokütlesi üretilmiştir. Ayrıca mikroalg üretimiyle ilgili yapılan literatür araştırmaları incelenerek bu çalışmalardan elde edilen optimum kültür ortam şartlarıyla ilgili bilgilere göre (*Chlorella vulgaris* için) deney düzeneğinin ortam koşulları belirlenmiştir.

Deneye hazırlık sürecinde mikroalg biyokütle üretimi için gereken besin kaynağının belirlemesi için Çizelge 1.1’de sıralanan çalışmalarda kullanılan atıksu kaynakları incelenmiştir. İkincil arıtma çıkış suyunda bulunan amonyum, nitrat ve ortofostat konsantrasyonlarının genel olarak düşük seviyelerde olduğu tespit edilmiştir. Besin ortamındaki azot ve fosfor değerlerinin üremeyi arttıracak şekilde yüksek olması, verimli biyokütle üretimi için gerekli olduğu anlaşılmıştır [14, 15, 16]. Bu nedenle çalışmada üçüncül arıtma çıkış suyu mikronütrient kaynağı ve seyreltme suyu olarak kullanılmıştır. Zengin azot ve fosfor kaynağı olarak; atıksu arıtma tesisi yan akımı olan anaerobik çürümüş çamur susuzlaştırma dekantörü sentrat suları kullanılmıştır. Böylece arıtma çıkış suyu ve sentrat sularının karışımından sağlanan yeterli azot ve fosfor kaynağıyla sürdürülebilir mikroalg biyokütle üretimi hedeflenmiştir.

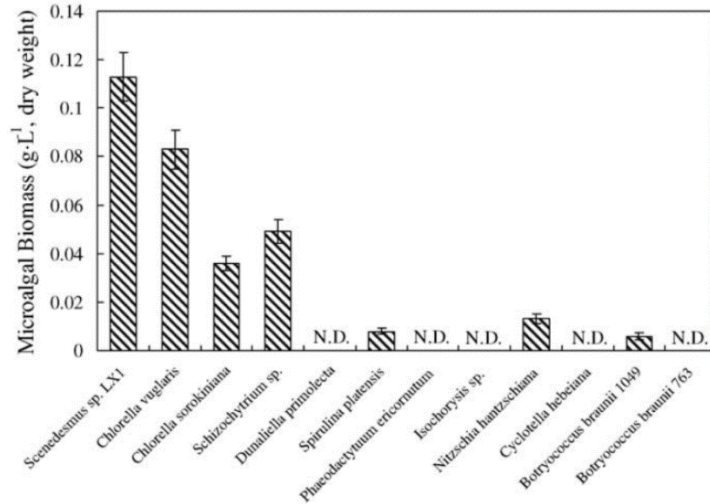
Deney çalışmasında öncelikli olarak deneme reaktör işletme çalışmaları yapılarak mikroalg üretiminin yapılacağı deney düzeneği geliştirilmiştir. Ayrıca bu denemeler sonucunda geliştirilen Devridaimli Çöktürme sistemi çalışmanın uygulama safhasını oluşturan 90 günlük işletme periyodunda kullanılmıştır. Devridaimli Çöktürme sisteminin kontaminasyona, alg biyokütle üremesine, nutrient giderimine ve biyofilm oluşumuna etkisi irdelenmiştir. Reaktör işletmesi safhasında karşılaşılan olumsuzluklar tespit edilerek büyük ölçekli işletme ve diğer araştırma çalışmalarına katkı sağlayacak veriler elde edilmesi hedeflenmiştir.

1.2 Literatür Özeti

Mikroalglerin, atıksu kullanılarak üretimiyle ilgili birçok çalışma bulunmaktadır. Bu çalışmalarda; mikroalglerin biyokütle üreme potansiyeli, besinleri giderime verimi, yağ üretim kapasiteleri ve üreme kinetikleri gibi konular incelenmiştir.

Kim ve ark. [10] tarafından yapılan çalışmada farklı iki yoğunluktaki *Chlorella vulgaris* kültürünün amonyum ve ortofosfat giderim kapasitesi incelenmiştir. Çalışmada başlangıçtaki mikroalg yoğunluğunun yüksek olması ve sisteme CO₂ verilmesinin, besin giderim hızını ve verimini arttırdığı tespit edilmiştir. Çalışmada kesikli reaktör şartlarında kinetik hesaplamalar yapılmıştır.

Xin ve ark. [11] tarafından yapılan çalışmada 12 farklı mikroalg türünün besin giderim verimi ve yağ biriktirme performansı karşılaştırılmıştır. Çalışmada ikincil arıtma çıkış suyu 0,45 µm filtreden geçirilerek ve sterilize edilerek kullanılmıştır. Deney süresi olan 15 gün boyunca kültür ortamı 25°C derecede, 14 saat aydınlık 10 saat karanlık ortamda bekletilerek çalışma yapılmıştır. İkincil arıtma çıkış suyu besin içeriği TN: 15,5 mg L⁻¹, TP: 0,5 mg L⁻¹'dir. Çalışmanın sonucunda azot ve fosfor için ortalama %98 besin giderimi sağlanmış ve *Scenedesmus* sp. türünün diğer alg türlerine göre daha fazla ürettiği ve yağ biriktirdiği ortaya konulmuştur. Ayrıca *Chlorella vulgaris* türü üreme kapasitesi ve yağ biriktirme potansiyeli açısından on iki tür arasında yapılan karşılaştırmada Şekil 1.1'de görüldüğü gibi ikinci sırada olduğu belirtilmiştir.



Şekil 1.1 Mikroalgelerin biyokütle üreme miktarlarının karşılaştırması [11]

Aslan ve Kaplan [12] tarafından yapılan çalışmada *Chlorella vulgaris*'in farklı azot ve fosfor konsantrasyonlarında besin giderme verimi incelenmiş ve buna bağlı kesikli işletme şartları için biyokinetik katsayıları tespit edilmiştir. 10 gün süren çalışmada amonyum 13,2 - 410 mg L⁻¹ aralığında ve ortofosfat 7,7 - 199 mg L⁻¹ aralığında hazırlanarak giderim verimleri takip edilmiştir. Çalışma kapsamın *Chlorella vulgaris*'in NH₄⁺-N <22 mg L⁻¹ ve PO₄³⁻-P <7,7 mg L⁻¹ değerlerinin altında sırasıyla %100 ve %78 verimle besin giderimi gerçekleştirdiği görülmüştür. Ancak konsantrasyonlar arttırılarak sürdürülen çalışmada giderim verimlerinin azaldığı tespit edilmiştir. Çalışmada belirtildiğine göre giderim veriminin düşmesindeki ana neden klorofil-*a* değerlerinin yükselmesine bağlı olarak sağlanan ışığın yetersiz gelmesidir.

Rasoul-Amini ve ark. [13] tarafından yapılan çalışmada 5 farklı mikroalg türünün nitrat ve ortofosfat giderim kapasitesi incelenmiştir. Çalışmada *Chlorella sp.* (YG01) türünün %84,11 giderim verimiyle azot gideriminde, *Chlamydomonas sp.* türünün %100 ortofosfat girimiyle en iyi sonuçları verdikleri görülmüştür. Ayrıca çalışmada şahit olarak bekletilen sterilize suda nitrat ve ortofosfat değerlerinin zamanla değiştiği gözlenmiştir. Deneyde kullanılan atıksu sterilize edilmesine karşın nitrifikasyon bakterilerinin aktif olduğu anlaşılmış ve bu nedenle nitrat değerinin 190,7 mg L⁻¹ değerinden 195,64 mg L⁻¹ değerine yükseldiği belirtilmiştir. Şahit numunedeki nitrat değerindeki artışa karşın ortofosfat değeri azalmıştır. Ortofosfatın azalmanın nedeni atıksuda bulunan kalsiyumun, pH değerinin 8 üzerine çıkmasıyla kalsiyum fosfat olarak çökmesine bağlanmıştır.

Örpez ve ark. [3] tarafında ikincil arıtma çıkışı ve sentetik atıksu ile yapılan çalışmada verilen hava miktarı arttırıldığında üreme hızının da her iki atıksuda da arttığı görülmüştür. Yapılan çalışmada sentetik atıksu ile beslenen mikroalglerin adaptasyon süreci olmadan üremeye başladıkları ve atıksuyla beslenen mikroalglerle göre daha hızlı çoğaldıkları tespit edilmiştir. Ayrıca atıksuyla beslenen mikroalglerde pigment (klorofil-*a*, -*b*) miktarı az olmasına karşın karotin, yağ ve hidrokarbon üretim miktarının fazla olduğu tespit edilmiştir.

Feng ve ark. [7] tarafından yapılan çalışmada sentetik atıksu kullanılarak kesikli ve yarı sürekli reaktörler işletilmiştir. İşletilen reaktörlerde besin giderim verimi, yağ üretim miktarları ve enerji verimlilik analizi yapılmıştır. Besin giderim verimleri; %86 KOİ, %97 NH₄-N ve %96 TP olarak tespit edilmiştir. Yarı sürekli işletme şartlarında reaktör farklı hidrolik bekletme sürelerinde işletilmiştir. En yüksek yağ üreme miktarına 2 günlük bekletme süresinde ulaşılmıştır. 2 günlük işletme şartları 2 L reaktör hacminin 1 L'si günlük olarak 1 L sentetik atıksuyla değiştirilerek sağlanmıştır.

Martínez ve ark. [1] tarafından yapılan çalışmada 20, 25, 30 ve 35°C sıcaklıklarda ikincil artıma çıkış suyu karıştırılarak yapılan çalışmada, mikroalglerin üreme kinetik değerleri ve azot-fosfor giderim verimleri incelenmiştir. Çalışmada en yüksek spesifik üreme hızı olan μ değeri 0,0438 sa⁻¹ olarak 30°C'de tespit edilmiştir. Fosfor giderimi açısından aynı sıcaklık şartlarında karıştırma veya karıştırmamanın giderim verimi açısından avantaj sağlamadığı ancak karıştırmanın giderim süresini kısalttığı görülmüştür. Bu yönden değerlendirildiğinde 8 günlük reaktör işletme periyodunun 4. gününde %98 fosfor giderimi 25°C'de karışım yapılan reaktörde görülmüştür. Amonyum giderimi açısından ise en iyi sonuç 25°C'de karışım yapılan kültür ortamında 8. günün sonunda %100 olarak tespit edilmiştir. Karıştırılan kültür ortamında sıcaklık 30°C olduğunda büyüme hızı en yüksek noktaya ulaşmıştır. Ancak besin giderimi açısından değerlendirildiğinde karıştırılan ve karıştırılmayan kültür ortamı için 25°C optimum sıcaklık olarak değerlendirilmektedir.

Cho ve ark. [8] tarafından yapılan çalışmada atıksu arıtma tesisi çıkış suyunun filtrasyon ve UV dezenfeksiyon ön işleminden sonra mikroalg üretmek amaçlı kullanımı incelenmiştir. Kesikli reaktör kullanılarak 9 gün sürdürülen çalışmada 0,20, 0,45 ve 1 μ m filtreler kullanılmıştır. UV dezenfeksiyon amacıyla UV-B lambasıyla 270, 540 ve

1620 mJ cm^{-2} dozları atıksu arıtma tesisi çıkış suyuna uygulanmıştır. Çalışma sonucunda uygulanan UV-B dozajlarının protozoa ve bakterileri yeteri kadar etkisiz hale getiremediği anlaşılmıştır. En iyi mikroalg üremesi, en yüksek yağ depolama ve en iyi giderim verimi 0,20 μm gözenek çapına sahip filtreyle elde edilen çıkış suyuyla sağlanmıştır. Diğer yöntemlerin verimsiz olmasının nedeni; besi ortamında üreyen bakterilerin ışık geçirgenliğini azaltmasıdır. Ayrıca şahit numuneye otoklav sterilizasyonu uygulanmıştır. Şahit numuneyle elde edilen deney sonuçları 0,20 μm filtreyle elde edilen verilerden daha iyi değildir.

Wang ve ark. [14] tarafından yapılan çalışmada biyolojik atıksu arıtma tesisi giriş atıksuyu, ön çöktürme sonrası atıksu, tesis çıkış suyu ve sentrat sularında mikroalg besin giderimi, mikroalg üreme potansiyeli ve ağır metal giderim verimi çalışmaları yapılmıştır. Çalışma sonucunda besin ortamında yüksek miktarda besin olmasının üreme ve giderim potansiyeli açısından öncelikli olduğu anlaşılmıştır. Çalışmada optimum azot fosfor oranı (N:P) 6,8 - 10 aralığında olduğu belirtilmiştir. Giriş atıksuyu, ön çöktürme sonrası atıksuyu, tesis çıkış suyu ve sentrat sularının inorganik N:P oranları sırasıyla 5,9, 4,7, 53,2 ve 0,36 olarak hesaplanmıştır. N:P oranı en düşük olan sentrat atıksuyundaki besin giderme verimi ve mikroalglerin üreme potansiyelleri diğer atıksulara göre daha yüksektir. Bunun nedeni atıksu içindeki besin maddelerinin diğer atıksulara göre yüksek olmasıdır. 0,36 N:P oranına sahip sentrat sularındaki azot oranı fosfora göre azdır. Ancak mikroalglerin fosforu polifosfat olarak fazladan depolayabilme özelliğinden dolayı azot tüketilirken harcanan fosforun dışında mikroalg bünyesinde depolanarak fosfor giderimi sağlanmıştır. Ayrıca *Chlorella* sp. kültürünün metal iyonu giderme verimi yüksektir. Bunun nedeni mikroalglerin metal iyonlarını bünyelerine alması ve kültür ortamında yükselen pH değeri nedeniyle metal iyonlarının bileşik oluşturarak çökmesidir.

Park ve ark. [15] tarafından anaerobik çürütücü çıkış suyundaki yüksek amonyum konsantrasyonunun mikroalg kültür ortamıyla giderim çalışması yapılmıştır. Anaerobik çürütücü çıkış suyu seyreltilerek 100 - 1000 mg L^{-1} aralığında amonyum konsantrasyonları elde edilmiştir. En iyi büyüme potansiyeli 100 mg L^{-1} amonyum konsantrasyonunda sağlanmıştır. 100 mg L^{-1} amonyum değerinin üzerinde inhibisyon sonucunda kültür ortamındaki *Scenedesmus accuminatus* konsantrasyonu azalmıştır.

Farklı mikroalg konsantrasyonundaki kültür ortamlarının amonyum giderim verimleri karşılaştırılmıştır. Başlangıç hücre yoğunlukları 0,5, 0,75, 1,0, 1,25 ve 1,5 g L⁻¹ olan kültür ortamlarıyla yapılan denemelerde en yüksek yoğunluğa sahip kültürün en iyi amonyum giderim verimini sağladığı tespit edilmiştir. Ayrıca anaerobik çürütücü çıkış suyundaki alkalinitenin mikroalgler tarafından kısa sürede tüketildiği tespit edilmiştir. Kültür ortamına hava vermenin amonyum giderim verimini arttırdığı ve kültür ortamında biriken fazla oksijeni de uzaklaştırdığı görülmüştür. Yarıkesikli işletme şartlarında kültür ortamında zamanla tüketilen Magnezyum (Mg) elementinin takviye edilmesi hücre büyümesinin dengeli bir şekilde sürdürülmesini sağlamıştır.

Cai ve ark. [16] tarafından yapılan çalışmada anaerobik çürütücü çıkış suyundaki yüksek kirletici konsantrasyonunu sahip atıksuyun mikroalg kültür ortamıyla giderimi çalışması yapılmıştır. Çalışmada 5 farklı seyreltme oranıyla hazırlanan besin ortamlarıyla mikroalg üreme potansiyeli ve giderim verimleri incelenmiştir. Anaerobik çürütücü çıkış suyu %3, %6, %12, %18 ve % 24 seyreltme oranlarıyla seyreltilerek çalışılmış ve bunun sonucunda en iyi biyokütle üreme oranı %6 seyreltme yapıldığında sağlanmıştır. %6 seyreltme yapıldığında atıksudaki kirletici konsantrasyonları TN: 160 mg L⁻¹, TP: 22,86 mg L⁻¹ olmuştur. Bu şartlar altında 92 mg L⁻¹g⁻¹ üreme oranı sağlanmıştır. Seyreltme oranı %18 ve %24 yapıldığında amonyum değerleri sırasıyla 480 ve 640 mg L⁻¹'ye yükselirken, biyokütle üreme oranları sırasıyla 82 mg L⁻¹g⁻¹ ve 68 mg L⁻¹g⁻¹ olmuştur. Üreme oranındaki azalmanın yüksek azot kaynaklı olduğu anlaşılmıştır. TN giderim verimi açısından %6 seyreltme oranı ile yapılan çalışmada %100 giderim elde edilirken, %24 seyreltilmiş atıksuyla yapılan çalışmada bu oran %87'ye gerilemiştir. Yarıkesikli reaktör işletme periyodunda %6 seyreltme oranıyla elde edilen atıksu kullanılmıştır. Yarıkesikli reaktör 1, 2 ve 3 gün periyodunda, %25 ve %50 hasatlama oranlarıyla 18 gün işletilmiştir. Belirtilen işletme şartlarında en iyi biyokütle üreme potansiyeli 2 gün aralıkla reaktör hacminin yarısının yenilenmesi yoluyla, 4 günlük hidrolik bekletme süresiyle işletilmiştir.

Shelknanloymilan [17] tarafından yapılan çalışmada sentetik ve kentsel atıksuda *Chlorella vulgaris*'in azot ve fosfor giderim verimi araştırılmıştır. Sentetik ve kentsel atıksuyla yapılan çalışmalarda sırasıyla %37 ve %65 azot (NO₃⁻-N) giderimi, %62 ve %85 fosfor (PO₄³⁻-P) giderimi sağlanmıştır.

Durmaz ve ark. [18] tarafından yapılan çalışmada 3 farklı atıksuda 5 farklı mikroalg türüyle denemeler yapılmıştır. Çalışmada *Spirulina platensis*, *Nannochloropsis oculata*, *Tetraselmis suecica*, *chuii*, *Porphyridium cruentum* türleriyle kullanılmıştır. Besin ortamı olarak; su ürünleri üretme kuluçkahanesi atıksuyu, evsel atıksu arıtma tesisi ham atıksuyu ve ön çöktürme çıkış suları kullanılmıştır. Atıksu arıtma ön çöktürme çıkış suyunda *Tetraselmis suecica* türü hariç tüm mikroalgler iyi bir büyüme özelliği göstermiştir.

Welch [9] tarafından yapılan çalışmada evsel atıksu arıtma tesisi çıkış suyunda mikroalglerin yetiştirilmesi, kültür ortamının optimizasyonu ve besin giderim verimleri incelenmiştir. *Chlorella* ve *Chlamydomonas* türlerinin kullanıldığı çalışmada aynı ortam şartlarında olan iki alg kültürüne karbondioksit temini %100 hava ve %10 CO₂ %90 hava karışımı yapılarak sağlanmıştır. Çalışmada Klorofil-*a* ve hücre sayımı sonuçları değerlendirildiğinde, kültür ortamına karbondioksit vermenin mikroalglerin büyüme hızını attırdığı görülmüştür. Çalışmanın ikinci aşamasında evsel atıksu arıtma tesisi çıkış suyuna sadece karbondioksit sağlanarak ve hava verilerek iki ayrı mikroalg kültür ortamı oluşturulmuştur. Bir önceki yürütülen deney sonucuna benzer olarak kültür ortamına verilen karbondioksit büyüme hızını arttırmıştır. Ayrıca evsel atıksu arıtma tesisi çıkış suyu ile yürütülen çalışma besin azlığının yağ üretimini arttıracak fikrini destekleyecek sonuçlar vermiştir.

Chan [6] tarafından yapılan çalışmada mikroalglerin ikincil arıtma çıkış suyunda azot, fosfor, ağır metal olarak çinko ve bakır giderim verimleri incelenmiştir. Giderim verimleri sırasıyla %94,6, %95,8, %84,4 ve %96,3 olarak tespit edilmiştir. Atıksuya uygulanan otoklav işleminin amonyum değerini azalttığı ve pH değerini yükselttiği tespit edilmiştir. Yüksel pH değerinin suda bulunan fosfatın çökmesine neden olduğu belirtilmiştir. Atıksudaki amonyumun otoklav işlemi sonucunda sıcaklık ve pH değerinin artması sonucu azaldığı belirtilmiştir. Ayrıca biyogazda bulunan karbondioksitin mikroalg kültürü tarafından kullanılması çalışmasında, biyogaz içindeki tüm karbondioksitin mikroalgler tarafından kullanılarak tüketildiği belirtilmiştir.

Yukarıda bahsi geçen çalışmaların işletme şartlarıyla ilgili detay bilgiler Çizelge 1.1’de özet olarak verilmiştir.

Çizelge 1.1 Literatürdeki bazı atıksuda mikroalg üretimi çalışmaları

Atıksu türü	Ön-İşlem	Proses türü	Kültür hacmi (mL)	Reaktör hacmi (mL)	İlk / Son hücre yoğunluğu	Besin ortamı	Giderim verimi (%)	Mikroalg Türü	Deney süresi			İşletme Şartları			Referanslar	
									(gün)	pH	Sıc. (°C)	Ayd./Kar. (sa.)	Light intensity (μmol m ⁻² s ⁻¹)	CO ₂ (+/-) %**		mixing (+/-) %**
İkincil Arıtma (Evsel)	Filtrasyon	Kesikli	1000	1000	14/148 [1]	NH ₄ -N : 27,4	98	<i>Scenedesmus obliquus</i>	8	9,3 - 11,0	20/25/30	24/0	11334 lux	+	+	(Martinez vd., 2000)
	Sterilizasyon (Otoklav)				*25°C ve karıştırmasız	PO ₄ ³⁻ : 11,8	100				35					
Sentetik	Gerekli değil	Kesikli	800	1000	Başlangıç Chlorophyll a 3,5±0,5	NH ₄ -N : 13,2 - 410 PO ₄ ³⁻ : 7,7 - 199	100 *en iyi sonuç 78 *en iyi sonuç	<i>Chlorella vulgaris</i>	10	6,5 - 7,0	20±2	24/0	4100 lux	+	+	Aslan ve Kaplan, 2006)
İkincil Arıtma (Evsel)	Filtrasyon	Kesikli	500	500	10/250 ^[2]	NH ₄ -N : 15 PO ₄ ³⁻ : 11,5		<i>Bacillaria braunii</i>	40 ^[2]	8,0	25	12/12	0,076 μmol cm ⁻² s ⁻¹	+	+	(Örpez vd., 2009)
	Sterilizasyon															
İkincil Arıtma (Evsel)	Filtrasyon (0,45 μm)	Kesikli	200	500	20/110	TN : 15,5 TP : 0,5	98,5 98	<i>Scenedesmus sp.</i>	15 ve 35	7,7±0,2	25	14/10	55-60 μmol m ⁻² s ⁻¹	-	-	(Xin vd., 2010)
Evsel BAAT: Giriş, ön çöktürme sonrası, çıkış ve sentrat	Filtrasyon (1,5 μm)	Kesikli	100	250	0,44 OD 680nm [1] 2,19 OD 680 nm [1] *en iyi sonuç	TN : 40,65, 38,95, 19,1, 131,5 TP : 5,66, 6,86, 0,32, 201,5	82,8 *en iyi sonuç 85,6 *en iyi sonuç	<i>Chlorella sp.</i>	9		25±2	24/0	200 μmol m ⁻² s ⁻¹	+	+	(Wang vd., 2010)
	Sterilizasyon															
Anaerobik çürütme çıkışı (Domuz çiftliği)	Filtrasyon (1,2 μm)	Kesikli ve Yansüreklili	1000	1000	1000/ Kesikli : 50/1720 Yarı : 50/690	TN : 1220 (1/10) TP : 75 (1/10) COD : 1042 (1/10)		<i>Scenedesmus accuminatus</i>	Kesikli: 14 Yansüreklili: 30			12/12	200 μmol m ⁻² s ⁻¹	-	-	(Park vd., 2010)
Sentetik	Filtrasyon	Kesikli ve Yansüreklili	2000	2000		NH ₄ -N : 20 TP : 4 COD : 400	97 96 86	<i>Chlorella vulgaris</i>	14	8,0 - 10,0	30	24/0	3000 lux	+	+	(Feng vd., 2011)
	Sterilizasyon (Otoklav)															
İkincil Arıtma (Evsel)	Filtrasyon	Kesikli	500	1000		TN : 18,9±4,1 TP : 1,7±0,3 COD : 11,2±3,3	92 86	<i>Chlorella sp. 227</i>	9	7,2	25	24/0	60 μmol m ⁻² s ⁻¹	+	+	(Cho vd., 2011)
Anaerobik çürütme çıkışı (Evsel)	Filtrasyon	Kesikli ve Yansüreklili	1000	2000	0,11 OD 440nm [1] 3,77 OD 440 nm [1] *en iyi sonuç	TN : 2667 ±30 (6/100) TP : 381±6 (6/100) COD : 2661±75 (6/100)	100 *en iyi sonuç 99 *en iyi sonuç	<i>Nannochloropsis salina</i>	Kesikli: 10 Yansüreklili: 18		25±1		200 μmol m ⁻² s ⁻¹	+	+	(Cai vd., 2013)
	Sterilizasyon (Otoklav & UV)															
İkincil Arıtma (%30 Evsel - %70 Endüstriyel)	Filtrasyon (0,45 μm)	Kesikli	3700	4000	44,37 / 76,33 354,48 / 575 ^[3]	NH ₄ -N : 8,05 / 18,31 PO ₄ ³⁻ : 1,85 / 1,37	93 ^[2] / 100 ^[2] 71 ^[2] / 100 ^[2]	<i>Chlorella vulgaris</i>	4	7,0 - 10,0		16/8	100,8 μmol m ⁻² s ⁻¹ = 6000 lux	+	+	(Kim vd., 2013)
İkincil Arıtma (Evsel)	Filtrasyon	Kesikli	100	250		NO ₃ -N : 190,7±0,12 PO ₄ ³⁻ : 19,11±0,03	84,11 100	<i>Chlorella sp. Oocystis sp. Chlamydomonas sp.</i>	14	9,0	25±2	24/0	4150 lux	-	-	(Rasoul-Anini vd., 2013)

* Ayd. : Aydınlik, Kar. : Karanlık

** + Sağlandı, - : Sağlanmadı

[1] Grafikten hesaplandı

[2] Değerlerden hesaplandı

[3] Tükendi

KURAMSAL BİLGİLER

2.1 Mikroalg Biyokütle Üretimi

2.1.1 Mikroalgler

Mikroalgler tek hücreli, prokaryotik - ökaryotik yapıda olabilen, fotosentez yapabilen, taksonomi ve filogenetik olarak çeşitlilik gösteren mikroorganizmalardır. Mikroalgler tatlısu, deniz ve hipersalin ortamlarda kısaca yeryüzünde hemen hemen her yerde bulunabilirler. Algler morfoloji ve boyut açısından iki ana kategoriye ayrılabilir; makroalg ve mikroalgler. Makroalgler birden çok hücreden oluşurlar. Bu hücreler yüksek yapılı bitkilere benzer yapıda organize olarak; kök, gövde ve yaprak yapıları oluştururlar [19].

Mikroalgler son derece farklı gruplardan oluşan yeryüzündeki hemen hemen tüm ekosistemlerde bulunan birincil üreticilerdir. Denizlerden tatlı sulara, çöl kumlarından kar ve buzullara kadar her türlü ortamda bulunabilirler. Dört adet önemli alg grubu vardır; yeşil algler (Chlorophyceae), diyatomeler (Bacillariophyceae), mavi-yeşil algler (Cyanophyceae), ve altınsarı algler (Chrysophyceae) [19]. Cardozo ve ark. [20] göre 200 000 ile 800 000 mikroalg türü vardır ve bunlardan sadece 35 000'i tanımlanmıştır.

Mikroalglerin uzun yıllardır inceleniyor olmasına ve çok büyük çeşitliliğe sahip bir mikroorganizma olmasına karşın biyoteknolojik uygulamalar için araştırılan alg sayısı azdır. Bu alanda yapılan çalışmalarda 30 kadar cins ve türlerde mikroalg incelenmektedir [21]. Çizelge 2.1'de 30 türle ilgili özet tablo verilmiştir.

Çizelge 2.1 Biyoteknolojik çalışmalarda kullanılan mikroalg türleri [21]

Cins, tür, taksonomik konumu	Bulunduğu ortam	Bileşikler ve uygulama
Cyanobacteria		
Aphanizomenon flos-aquae	Tatlısu	Toksik
Arthrospira (Spirulina) platensis	Yükek tuzlu ve yüksek pH	Pigmentler, yüksek protein içeriği
Chlorophyta, Chlorophyceae		
Chlamydomonas reinhardtii	Tatlısu	Rekombinant proteinler
Dunaliella (iki tür)	Deniz	Karotenoidler (β -karoten), gliserin
Haematococcus pluvialis	Tatlısu	Yağ asitleri, karotenoidler (Astaxanthin)
Scenedesmus/Desmodesmus	Tatlısu	Karotenoidler (lütein), su kültürü
Chlorophyta, Trebouxiophyceae		
Botryococcus brauni	Tatlısu	Yağ, karbonhidrat
Chlorella vulgaris	Tatlısu	Yağlı asitler, karbonhidratlar
Chlorophyta, Chlorodendrophyceae		
Tetraselmis (üç tür)	Tuzlu, hafif tuzlu ve tatlısu	PUFA (EPA), α - tokoferol, steroller: 24-metilen kolesterol; kozmetikler: kırıyık önleyici; su kültürü: rotifer besleme, karides yemi, istiridye besleme; atıksu arıtma, kadmiyum giderimi,
Rhodophyta		
Porphyridium cruentum	Tuzlu, hafif tuzlu ve tatlısu	PUFA (EPA), Pigmentler (fikoertirin); antiviral aktivite, sülfatlanmış polisakaritler, antioksidanlar; kümes hayvanları besleme
Bacillariophyta (Stramenopiles)		
Chaetoceros (dört tür)	Deniz, yüksek tuzlu ve termofilik	PUFA (EPA), yağlar; β -glukanlar

Çizelge 2.1 Biyoteknolojik çalışmalarda kullanılan mikroalg türleri [21] (devamı)*

Cins, tür, taksonomik konumu	Bulunduğu ortam	Bileşikler ve uygulama
Cyclotella cryptica	Tatlısu	Yağlar, β -1,3- glukanlar, Metallerin biyolojik birikim; kalp krizi önleyici;
Haslea ostrearia	Tatlısu	PUFA (EPA), linoleik asit; marennine (renklendirici madde); izoprenoidler, dörtlü-doymamış sesterterpenoids (kanser önleyici) PUFA (EPA), yağlar
Nitzschia alba	Tatlı su, heterotrofik çoğalma	
Odontella aurita	Deniz	PUFA (DHA, EPA), lipids; β -karoten, fucoxanthin (diyet: yağ eritici); insan diyetindeki element ve vitaminler; kozmetik
Phaeodactylum tricornutum	Tatlı su, heterotrofik çoğalma	PUFA (DHA, EPA), yağlar; su kültürü: rotifer besleme
Bacillariophyta (Stramenopiles)		
Skeletonema costatum	Deniz	PUFA (EPA); antibakteriyel aktivite, β -1,3- glukanlar; kozmetik: yaşlanmayı geciktirici ve and selülit önleyici, su kültürü: yumuşakçalar ve istiridye besleme; atıksu arıtma: kadmiyum ve bakır detoksifikasyon, fenolik bileşiklerin biyolojik giderimi
Thalassiosira (dört tür)	Deniz	PUFA (DHA, EPA), yağlar; Karotenoidler, fucoxanthin (diyet: yağ eritici); Su kültürü: larva, kabuklular, istiridye için yem; atıksu arıtma, kadmiyum giderimi, fenolik bileşiklerin biyolojik giderimi

Çizelge 2.1 Biyoteknolojik çalışmalarda kullanılan mikroalg türleri [21] (devamı)*

Cins, tür, taksonomik konumu	Bulunduğu ortam	Bileşikler ve uygulama
Eustigmatophyceae (Stramenopiles)		
Monodopsis subterranea	Tatlısu	En önemli EPA üreticisi alg
Nannochloropsis (üç tür)	Tuzlu, hafif tuzlu ve tatlısu	PUFA (EPA, DHA), yağlar; Pigmentler, Karotenoidler; β -1,3-glukanlar; kümes hayvanları besleme ; su kültürü: rotifer ve kabuklular için yem
Rhaphidophyceae (Stramenopiles)		
Olisthodiscus sp.	Deniz	Yağlar; β -1,3- glukanlar
Haptophyta (Chromalveolates)		
Isochrysis galbana	Deniz	PUFA (DHA, EPA); steroller, alkenone; su kültürü: istiridye ve midye yemi; atıksu arıtma
Pavlova lutheri	Deniz	PUFA (DHA, EPA); α - tokoferol (vitamin), steroller, alkenone; kozmetik: kırışık önleyici; su kültürü: rotifer, istiridye ve midye besleme; karides yemi; kadmiyum giderimi
Dinophyta (Chromalveolates)		
Crypthecodinium cohnii	Tatlı su, heterotrofik tür	Yüksek oranda PUFA (DHA); renklendirici madde; laktik asit ve bifidus arttırıcı, bakteriyel büyüme; ilaç; evcil hayvan yemi; su kültürü yemi
Euglenoids (Excavata)		
Euglena gracilis	Tatlı su, heterotrofik çoğalma	PUFA, yağlar; β -1,3-glukan (Paramilon), α - tokoferol (vitamin)

2.1.1.1 Mikroalglerin Genel Özellikleri

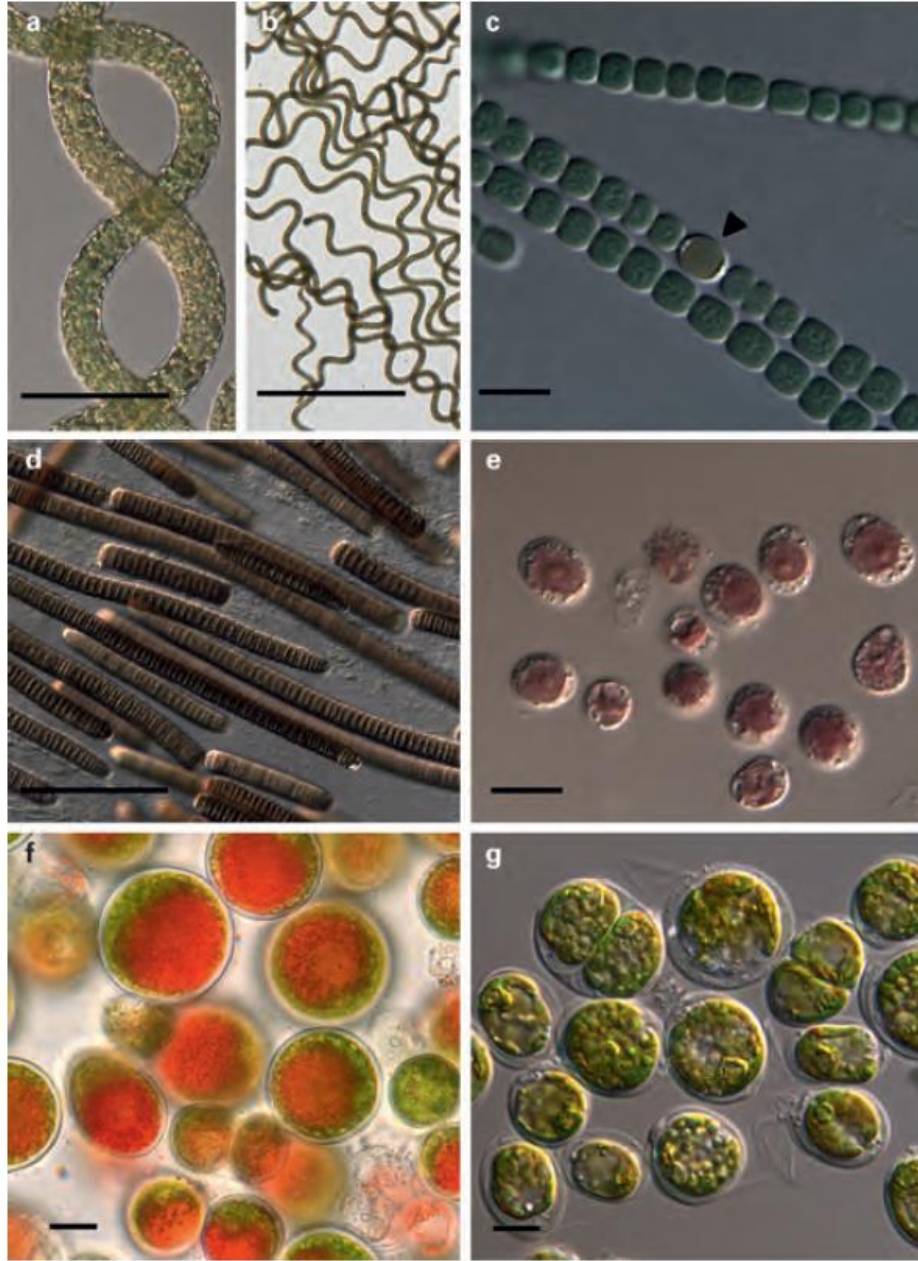
Mikroalglerin en temel özellikleri basit morfolojik yapıda olmaları ve bir ışık mikroskobu altında kolayca görülebilir olmalarıdır. **Mavi-yeşil algler** prokaryotik yapıdadır. Hücre duvarı, hücre yapısı ve atmosferdeki azotu bağlayabilmeleriyle Gram-negatif bakterilere benzerler, bu türler genel olarak **siyanobakteriler** olarak adlandırılır. Ancak fotosentez yapabilmelerini sağlayan klorofil-*a*'ya sahip olmaları ve pigmentlerinin olması gibi özellikleriyle de diğer alg türlerine benzemektedirler. Mavi-yeşil algler genel olarak kokoid ve filamentli formdadırlar. Kokoid formda mavi-yeşil algler tek hücreli veya tek hücrelerin oluşturduğu düzenli veya düzensiz koloniler halinde bulunabilir. Filamentli formda tek şerit veya birden fazla şerit şeklinde bulunabilirler. **Mavi-yeşil algler** doğal, yapay tüm ekosistemlerde ve aşırı ortam şartlarında (sıcaklık, ışık, pH, besin şartları) bulunabilirler. Özellikle sahip oldukları mavi-yeşil renkleriyle bulundukları ortamda kolaylıkla fark edilebilirler [19].

Yeşil algler farklı habitatlarda rahatlıkla karşılaşılabilen önemli alg grubudur. Hücreler yapılarındaki klorofil-*a* ve -*b* renk maddeleri nedeniyle yeşil renktedir. Yeşil alg grubu türlerinin hücre yapısında farklı şekillerde ve hücre içinde farklı yerlere konumlanmış kloroplastları vardır. Hücre çekirdekleri genellikle tektir ama bazı cinslerinde birden fazla hücre çekirdeği bulunabilir. Genellikle hücreler kamçılıdır ancak kamçısı olmayan yeşil alg grupları da vardır [19]. Biyoteknolojik çalışmalarda kullanılan tür ve cinslere örnekler Şekil 2.1 ve Şekil 2.2'de verilmiştir.

Öglenalar tek hücreli ve hareketlidirler, genellikle tek ve nadiren iki belirgin kamçıları vardır [19]. Öglenalar ökaryot yapıda klorofil-*a* ve -*b* taşıyan genellikle yeşil ya da renksiz plastidli, uzun yapılı, fotosentetik ve genellikle tatlı su canlılarıdır. Öglenalar ışığın varlığında fotosentetik yapıda olurken, ışık yokluğunda heterotrof beslenirler [22].

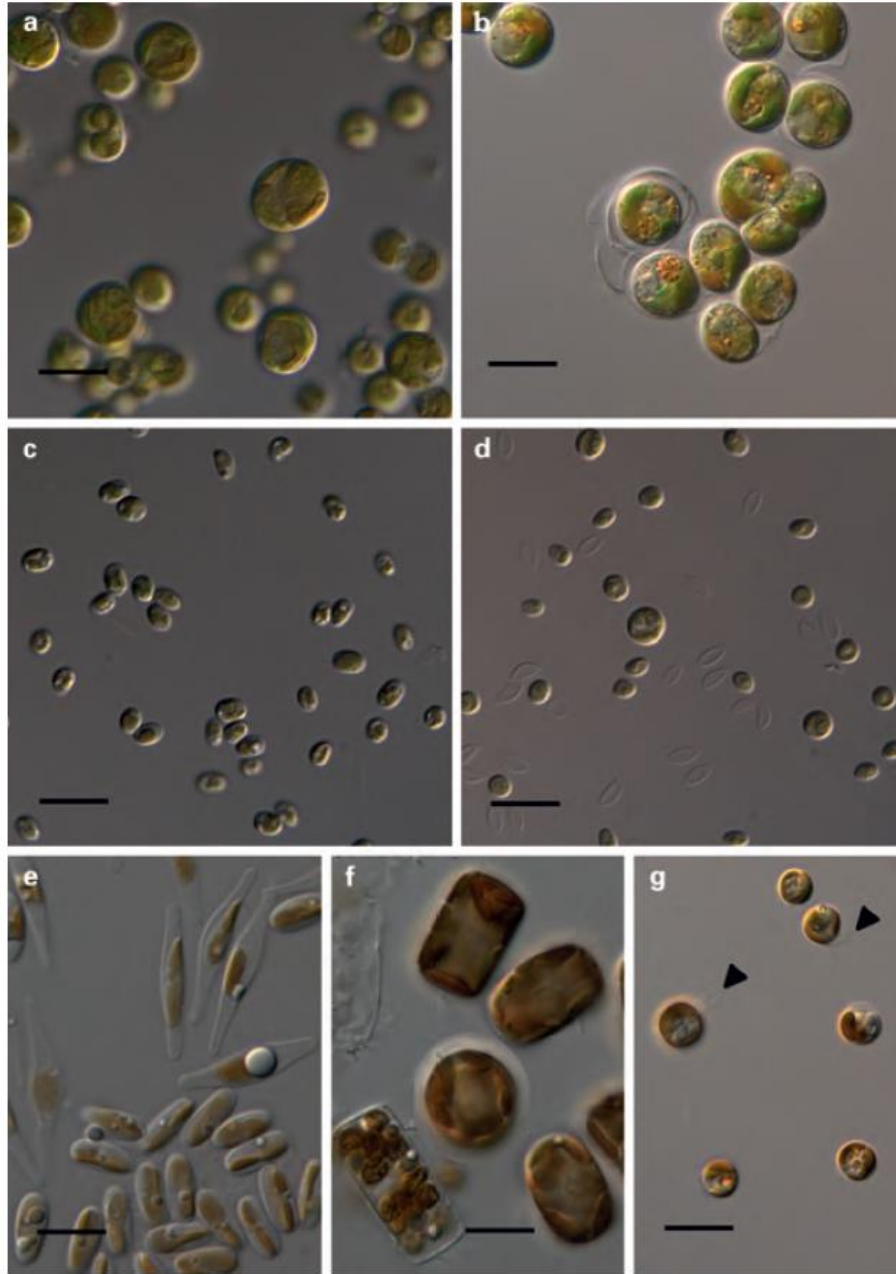
Diyatomeler tek hücre, koloni veya jelatinli kılıf içinde sıralanmış tek hücreliler olarak bulunabilmektedir. Diyatomelelerin hücre duvarlarının yapısında silis vardır. Sağlam hücre duvarları sayesinde hücre canlılığını kaybetse bile mikrofosil olarak doğada bulunurlar. Diyatomelelerin sınıflandırması hücre duvarlarının desenlerine göre yapılmaktadır. Hücrelerin görünüşü genel olarak radyal şekilde veya iki taraflı simetriye sahiptir [19].

Altınsarı algler; diyatomları, sarı-kahve rengi, sarı-yeşil algleri kapsayan bir protista alemi şubesidir. Tatlı sularda, okyanuslarda ve acı sularda yaşarlar. Klorofil-*a*, -*c* ve fukoksantin pigmentlerini taşırlar. Fotosentez yaparak, karbonhidratlar ya da yağ damlacıkları depolarlar. Hücre duvarı selüloz, bazen silis kaplıdır [23].



Şekil 2.1 Biyoteknolojik çalışmalarda kullanılan tür ve cinslere örnekler 1 [21]

(a–d) İplikli siyanobakteri, (a, b) *Arthrospira platensis* ("Spirulina"), (a) Spiral (sarmal) filamentler ve gaz keseleri ile hücreleri, (b) Spiral filamanların genel görünüşü, (c) *Anabaena catenula*, (d) *Oscillatoria sancta*, (e) *Porphyridium purpureum*, (f) *Haematococcus*, (g) *Tetraselmis tetrahele*



Şekil 2.2 Biyoteknolojik çalışmalarda kullanılan tür ve cinslere örnekler 2 [21]

(a) *Lobosphaera incisa*, (b) *Eustigmatos magnus*, (c) *Nannochloropsis salina*, (d) *Chlorella vulgaris*, (e) *Phaeodactylum tricornutum*, (f) *Thalassiosira weissflogii*, (g) *Pavlova lutheri*

2.1.1.2 Mikroalglerin Biokimyasal Yapıları

Birçok alg güneş enerjisini kullanarak CO₂ ve suyu, O₂ ve organik moleküllere dönüştürmektedir [24]. Mikroalglerin yapısında bulunan büyük moleküller dört genel gruba ayrılabilir. Diğer canlıların yapısında da bulunan karbonhidratlar, yağlar, nükleik asitler ve proteinler alglerin bünyesinde çok çeşitli özelliklere sahip biyomoleküllere dönüştürülürler [25].

Mikroalgler yüksek ışık veya besin yetersizliği gibi stres şartlarında veya doğal olarak temel karbon depo maddesi olarak yağ biriktirirler. Örneğin biyodizel üretimi için önemli olan triaçilgliseroller (TAG) depolarlar.

Karbonhidratlar: Karbonhidrat nişasta ya da nişasta benzeri moleküller olarak depolanır. Birçok alg nişastayı enerji depolamak için oluşturur [24]. Mikroalg bünyesinde depolanan nişasta taneleri ışık mikroskopuyla kolayca görebilir. Depo nişasta moleküllerine örnek olarak α -1,4-glukan zinciri ve zincire bağlı α -1,6-yan zincirleri, β -1,3-glukan zincirleri verilebilir [25].

Yağlar: Mikroalgler farklı özelliklerde hücresel yağ biriktirebilmektedirler. Özellikle ortam şartlarında azot konsantrasyonu az olduğunda fotosentez işleminde bağlanan karbonlar yağ olarak depolanmaktadır. Yağ asitleri ve steroller gibi farklı yağ moleküllerini depolayabilmektedirler [25].

Proteinler: Mikroalgler çok farklı özelliklerde protein moleküllerini oluşturabilmektedir. Yeşil algler (*Chlorella*, *Scenedesmus*) iyi bir protein kaynağıdır. Farklı türlerin protein depolama özellikleri değişkenlik gösterebilmektedir. Örneğin siyanobakterilerin hücre duvarını oluşturan peptidoglikan bir siyanobakter hücresinin kuru ağırlığının %40-60'ını oluşturmaktadır veya Öğlena (*Euglena gracilis*) ve *Porphyridium* kuru ağırlıklarının %30-60'ı proteinden oluşmaktadır. Ortam şartlarındaki fazla azot mikroalgler tarafından protein olarak depolanır. Daha sonra ortamdaki azot tükendiğinde depolanan proteinler azot kaynağı olarak mikroalg tarafından kullanılır [25].

2.1.2 Mikroalg Yetiştirme Sistemleri

İyi tasarlanmış bir mikroalg yetiştirme sistemi başarılı bir endüstriyel biyokütle üretim sistemi için önemlidir. Verimli bir kültür sistemi aşağıdaki ölçütlere göre oluşturulmalıdır [26, 27]:

1. Etkili aydınlanma alanı
2. Optimum gaz-sıvı transferi
3. Kolay işletme
4. Düşük kontaminasyon
5. Düşük yatırım ve üretim maliyeti
6. Minimum arazi gereksinimi

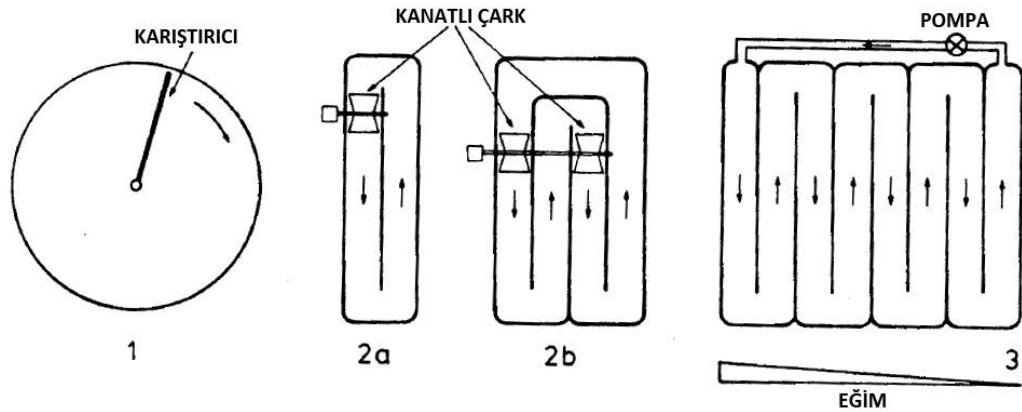
Reaktör sınıflandırmasında “açık” ifadesi reaktördeki kültür ortamının çevre şartlarına açık olduğunu ifade eder. “Kapalı” ifadesi ise mikroalg kültür ortamının tamamen dış şartlara kapalı bir reaktörde bulunduğunu ifade eder [4]. Açık veya kapalı sistemlerin mikroalg yetiştiriciliğinde kullanılmasının farklı avantaj ve dezavantajları mevcuttur. Çizelge 2.2’de açık ve kapalı sistemlerle ilgili karşılaştırma tablosu bulunmaktadır. Açık sistemlerin en önemli avantajları kolay işletilmeleri ve az enerji tüketmeleridir. Dezavantajları ise kontaminasyon sonucu yetiştirme ortamının bozulması ve buharlaşma nedeniyle işletme su ihtiyacının fazla olmasıdır. Kapalı sistemlerin en önemli avantajı ise saf kültür yetiştirme imkanı ve optimum kültür şartlarının sağlanabilmesidir. Dezavantajları ise ilk yatırım ve işletme maliyetlerinin yüksek olmasıdır [27].

Çizelge 2.2 Açık ve kapalı tip mikroalg yetiştirme sistemlerinin karşılaştırılması [26]

Değerlendirme Şartları	Açık Sistemler	Kapalı Sistemler
Kontaminasyon Riski	Yüksek	Düşük
CO ₂ kaybı	Yüksek	Düşük
Buharlaşma	Yüksek	Düşük
Işığı kullanma verimi	Zayıf	Mükemmel
Alan/Hacim oranı	Düşük	Yüksek
Alan ihtiyacı	Yüksek	Düşük
Proses kontrolü	Zor	Kolay
Biyokütle üreme verimi	Düşük	Yüksek
İlk Yatırım maliyeti	Düşük	Yüksek
İşletme maliyeti	Düşük	Yüksek
Hasatlama maliyeti	Yüksek	Kısmen Düşük
Boyutlandırma	Kolay	Zor

2.1.2.1 Açık sistemler

Geçmişte mikroalgın ticari üretimi genel olarak açık tip havuzlarda gerçekleştirilmekteydi. Günümüzde ticari mikroalg üretim tesisleri genelde kapalı sistemler olarak yapılsa da, algal biyodizel veya atıksu arıtma gibi uygulamalarda açık tip havuzlar yaygın olarak kullanılmaktadırlar. Açık sistemler doğal göletler, dairesel havuzlar, açık-kanallı parkur havuzlar, karıştırmalı havuzlar ve kaskat havuzlar olarak sıralanabilir. Örnek havuz şekilleri Şekil 2.3’de gösterilmiştir. Açık sistemlerin işletmesinde karşılaşılan ana problemler; kontaminasyonu engellemenin mümkün olmaması, ortam koşullarına müdahale edilememesi ve seyreltik kültürün hasatlanma maliyetinin yüksek olmasıdır. Açık sistemlerde tek bir alg kültürünü yetiştirmek ancak aşırı ortam şartlarında yaşayabilen türler kullanılarak sağlanabilir [19]. Açık sistemler özellikle *Arthrospira* (spirulina) ve *Dunaliella*’nın ticari üretiminde yoğun olarak kullanılmaktadır. Bu türlerin yetiştiği ortam koşullarının alkali veya yüksek tuzluluğa sahip olması nedeniyle açık sistemlerde yetiştirilmelerini kolaylaştırmaktadır [25].



Şekil 2.3 Açık tip havuzlara örnekler [28]

1) Dairesel havuz, 2a) Tekli açık-kanallı havuz, 2b) Çoklu açık-kanallı havuz, 3) Eğimli kıvrımlı havuz.

Doğal göletler

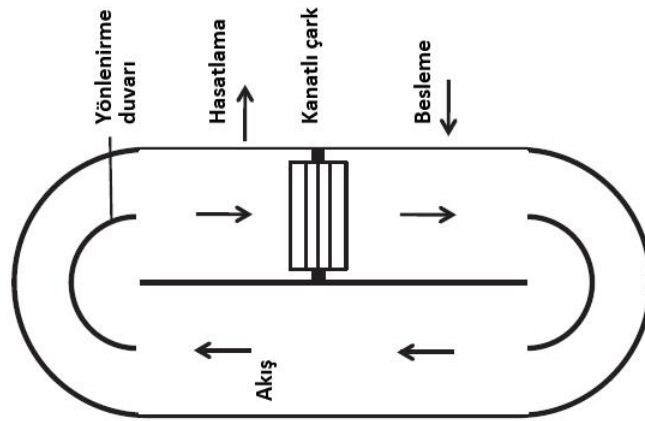
Doğal göller, lagün ve barajlar bu kapsamda değerlendirilebilir. Doğal göletlerde mikroalglerin üremesi doğal şartlarla [25] veya yapay olarak ortama besin verilerek sağlanmaktadır. Hasatlama işlemi sahada yapılmaktadır. Bu tip havuzlarda biyolojik ve toksikolojik ürün kalitesinden tam emin olunamamaktadır [19].

Dairesel havuzlar

Genelde basit, daireysel, betonarme yapılardır. Merkeze monte edilmiş dönen bir köprü aracılığıyla karışım sağlanmaktadır. Havuzun çevre kısımlarında karışım daha fazladır. Havuzlar en fazla 50 m çapındadır. Bu tip havuzlar genelde Japonya, Tayvan, Endonezya ve Ukrayna’da kullanılmaktadır [4, 19].

Açık-kanallı parkur tipi havuzlar (raceway)

Açık-kanallı parkur tipi (raceway) yapılar mikroalg yetiştiriciliğinde ve atıksu arıtmada en yaygın kullanılan havuz tipidir (Şekil 2.4). Bunun nedeni inşa ve işletme maliyetlerinin az olmasıdır. Basit olarak havuz çevresinde sedde yapılarak ve havuz zemininde sızdırmazlık sağlanarak inşa edilebildikleri gibi betonarme ve plastik malzemeler de kullanılmaktadır. Havuzların üzeri şeffaf muşamba ile örtülerek kontaminasyon ve rüzgârla gelen tozlar kısmen engellenmiş olur. Açık-kanallı havuzlarda verimli bir üreme elde edebilmek için iyi bir karışım yapılmalıdır. Bu amaçla havuz içindeki ortalama su hızı $20 - 30 \text{ cm s}^{-1}$ aralığında olmalıdır. Bu hızların sağlanması için havuzlar plastik kaplama veya betonarme yapılmalıdır. Ancak tuzlu sularda epoksi kaplama yapılmadığı sürece beton kullanılması uygun değildir [4]. Havuzlardaki derinlik, yeterli ışığın kültür ortamına iyi bir şekilde nüfus edebilmesi için genellikle $15 - 20 \text{ cm}$ olarak tasarlanmaktadır. Karışım kanatlı çarklarla sağlanmaktadır. Havuzların uç kısımlarında dönüşlere yönlendirme duvarı konularak dönüş kolaylaştırılmaktadır. Sürekli üretimin yapıldığı açık-kanallı parkur havuz sistemlerinde besleme kanatlı çarkın önünden, hasatlama ise kanatlı çarkın arkasından yapılmaktadır. Genellikle bu tip havuzlardaki biyokütle yoğunluğu $0,5 \text{ g L}^{-1}$ dolaylarındadır [19].



Şekil 2.4 Açık-kanallı parkur tipi (raceway) reaktörlerin şematik gösterimi [19]

Kaskatlı Havuzlar

Bu tip havuzlarda alg kültürü kaskat sisteminin eğimli yüzeylerinden akarak en alt seviyede toplanır ve tekrar en üstteki eğimli kaskat yüzeyine pompalanır (Şekil 2.5). Bu sistemlerde genelde %3 eğimli yüzeyler kullanılır. Gündüz sirkülasyon devam ederken gece tüm alg kültürü en altta bulunan tankta toplanır. Gece boyunca sadece havalandırma ve karıştırma yapılır [4].



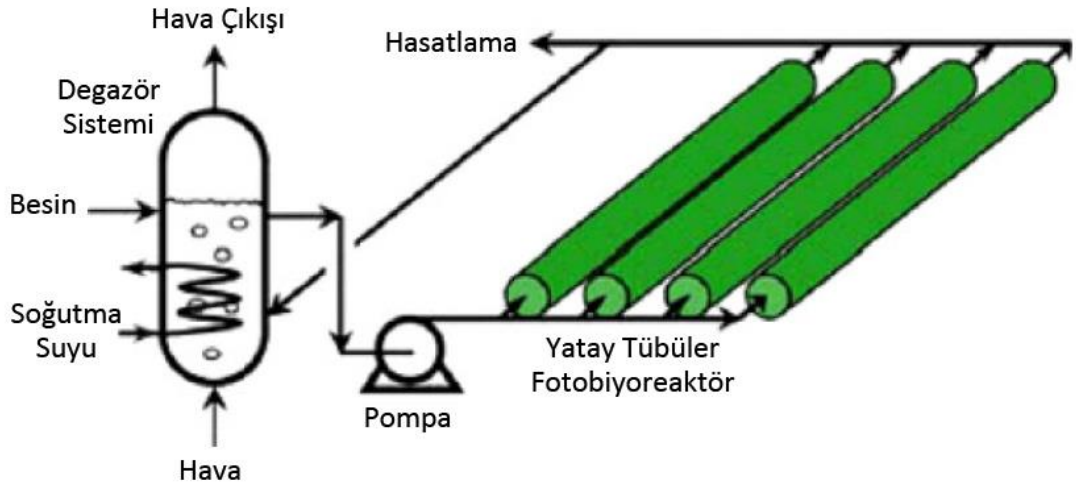
Şekil 2.5 Kaskatlı havuzlar [25, 29]

2.1.2.2 Kapalı sistemler (Fotobiyoreaktörler)

Kapalı sistemler fototrofik kültürlerin yetiştirilmesi amacıyla tasarlanmıştır. Bu sistemlerde ışık fotonlarının ana enerji kaynağı olarak kullanılabilmesi için fotonlar şeffaf reaktör duvarından geçerek mikroalg hücresine ulaşır. Bu sistemler genel olarak “fotobiyoreaktör” ifadesiyle tanımlanmıştır. Fotobiyoreaktör sistemlerinde kültür ortamıyla atmosferin hiçbir teması yoktur. Böylece gaz, sıvı ve partiküllerin kültür ortamına giriş ve çıkışı tamamen engellenmiştir [25]. Fotobiyoreaktör sistemlerinde kontaminasyon ve çevresel şartların kontrolü daha kolaydır. Fotobiyoreaktörler özellikle monokültür yetiştirilmesine ve yüksek konsantrasyonlarda çalışmaya imkân vermeleri nedeniyle ticari üretimlerde yaygın olarak kullanılmaktadır [19]. Ancak fotobiyoreaktörlerin ilk yatırım ve işletme maliyetlerinin yüksek olması nedeniyle algal biyodizel üretimi ve atıksuyu arıtma amaçlı olarak genelde kullanılmamaktadır. Fotobiyoreaktörlerde karşılaşılan en önemli işletmesel problem reaktördeki sıcaklığın kontrol edilmesidir. Reaktörün alan / hacim oranının büyümesi sıcaklık kontrolünü zorlaştırmaktadır [19].

Tübüler fotobiyoreaktörler

Tübüler kapalı sistemler üç temel kısımdan oluşmaktadır (Şekil 2.6). Bu bölümler; mikroalg kültürünü bulunduran ve tüplerden oluşan bölüm, kültür ortamında biriken oksijenin atılmasını sağlayan degazör ünitesi ve kültür ortamının sistemde sirkülasyonunu sağlayan pompa sistemidir. Tübüler fotobiyoreaktörler ışık enerjisinden en iyi şekilde yararlanmak için yatay veya dikey konumlandırılabilirler [30]. Tübüler fotobiyoreaktörlerde karşılaşılan en önemli problem gaz transferidir. Reaktör içinde biriken oksijenin uzaklaştırılması ve mikroalgler için önemli olan karbondioksitin kültür ortamına sağlanmasıdır. Özellikle karbondioksitin sağlanması aşamasında tübüler sistem içinde gradyan pH değerleri görülmektedir [19].



Şekil 2.6 Yatay tübüler fotobiyoreaktör sistemi [31]

Tübüler fotobiyoreaktörler üç grupta katagorize edilebilir [19].

1. Dikey hava kaldırmalı veya kabarcık sütun fotobiyoreaktörler; zeminden sağlanana hava kabarcıklarıyla karışım sağlanır.
2. Yatay tübüler sistemler; genellikle ince tüplerden oluşan sistemlerdir.
3. Sarmal fotobiyoreaktör; ince esnek boruların dairesel bir çerçeve etrafında dolandırılmasıyla oluşturulurlar.

Tübüler fotobiyoreaktör örnekleri Şekil 2.7’de gösterilmiştir.



Şekil 2.7 Tübüler fotobiyoreaktör örnekleri (a. [19], b. [32], c. [33])

Panel fotobiyoreaktörler

Panel fotobiyoreaktörlerin en önemli özelliği geniş yüzey alanına sahip olmalarıdır. Ayrıca tübüler reaktörlere göre daha az oksijen birikimi yaparlar. Panel reaktörler genellikle maksimum 1000 L olarak modüler yapıda tasarlanır. Dikey veya yatayda açılı olarak konumlandırımları yapılabilmektedir [19]. Panel tip reaktörlere tabanlarından hava verilerek karışım ve karbondioksit sağlanmaktadır (Şekil 2.8). Genelde PVC veya benzer şeffaf malzemelerden yapılan ve hava kaldırmalı fotobiyoreaktörlere benzer çalışma sistemleri vardır [30].



Şekil 2.8 Panel fotobiyoreaktörler [34]

Farklı kapalı fotobiyoreaktör çeşitleri

Yaygın kullanılan fotobiyoreaktörler dışında birbirinden farklı yapısal özelliklere sahip kapalı reaktörlerde mevcuttur. Bu reaktörlerin resimleri Şekil 2.9, Şekil 2.10, Şekil 2.11, Şekil 2.12 ve Şekil 2.13’de verilmiştir.

- Geniş torba tipi fotobiyoreaktör



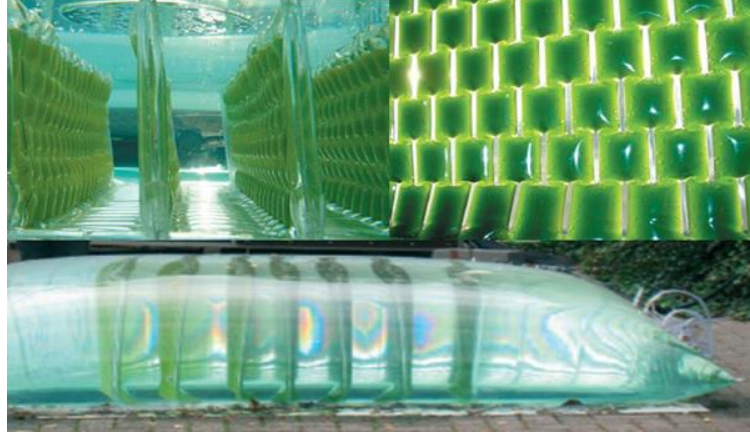
Şekil 2.9 Geniş torba tipi fotobiyoreaktör [35]

- Akordeon fotobiyoreaktör



Şekil 2.10 Akordeon fotobiyoreaktör [36]

- ProviAPT fotobiyoreaktör



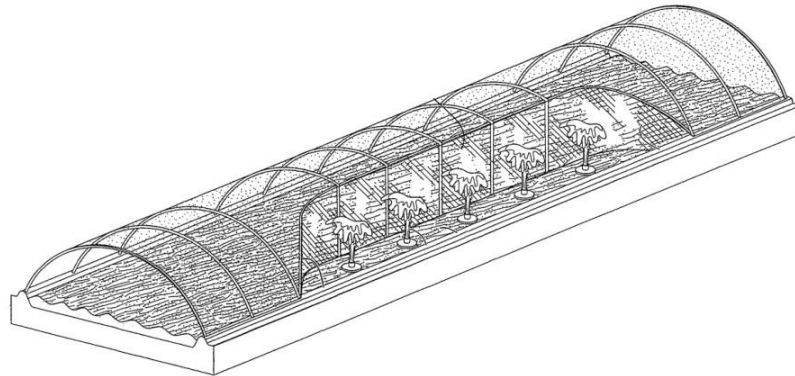
Şekil 2.11 ProviAPT fotobiyoreaktör [37]

- Kubbe şekilli fotobiyoreaktör (Panel fotobiyoreaktör)



Şekil 2.12 Kubbe şekilli fotobiyoreaktör [38]

- Hibrit sistemler (Üzeri kapalı kanallı havuzlar)



Şekil 2.13 Hibrit sistemler [39]

2.1.3 Mikroalg Gelişimine Etki Eden Unsurlar

Mikroalglerin uygun büyüme şartlarının sağlanması için çevresel ve ortam parametrelerin belirli limitler içinde tutulması gerekmektedir. Bu parametreler ışık yoğunluğu, sıcaklık, pH, karıştırma, besin yoğunluğu vb. maddeler şeklinde sıralanabilir [19].

Mikroalg biyokütle üretiminde uygun ortam şartlarının sağlanması biyokütle üretimini arttırmaktadır. Ortam şartlarının aşırı koşullara getirilmesi de mikroalgler tarafından üretilen biyokimyasalların üretim verimini arttırmaktadır. Örneğin *Chlorella sp.*, *Botryococcus baunii* ve *Dunaliella salina* türlerinin biyokimyasal kompozisyonu ideal ortam şartlarında %30 - 50 protein, %20 - 40 karbonhidrat ve %8 - 15 yağ aralığında gerçekleşirken aşırı ortam şartlarında sırasıyla %80 yağ, %80 hidrokarbon ve %40 gliserin depolayabilecek yapıya gelebilmektedirler [25].

2.1.3.1 Işık ve Derinlik

Mikroalgler fototrofik canlılardır dolayısıyla ışık enerjisini kimyasal enerjiye çevirebilmektedirler. Ancak üzeri açık sistemlerde yapılan çalışmalar göstermiştir ki güneş enerjisinin sadece %10'dan az bir kısmı kimyasal enerjiye dönüşebilmekte ve geri kalan %90'lık kısmı ısı enerjisi olarak ortama yayılmaktadır. Bazı çalışmalarda ise güneş enerjisinin ancak %2'sinin kimyasal enerjiye dönüştürülebildiğini raporlamışlardır [5].

Prensip olarak ışık fotosentetik canlılar için büyümeyi sınırlayıcı faktörlerden biridir. Bu nedenle ışık yoğunluğu ve ışıktan yararlanma verimi hem açık sistemlerin işletmesinde hem de kapalı sistemlerin reaktör tasarımları açısından önemlidir. Işık yoğunluğu açısından hücre doygunluğa ulaştığında fotosentez hızı değişmez, ancak ışık yoğunluğunun sürekli artması sonucu belli bir noktadan sonra fotoinhibisyona neden olur ve bunun sonucu fotosentez hızı düşer. Birçok alg, fotosentez açısından 1700 - 2000 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ değerleri aralığında ışık doygunluğuna ulaşır. Fotoinhibisyon sonucu hücrelerin fotosentez kabiliyeti onarılamaz şekilde zarar görebilir [19].

Mikroalgler fototrofik faaliyetlerini sürdürebilmeleri için yeterli ışığı alabilmek için su yüzeyine yakın durmaya çalışırlar. Bu işlem için farklı metabolik stratejiler kullanarak yüzeye doğru yönelirler. Örneğin hücre özgül ağırlığını yağ depolayarak azaltarak, yapışkan madde salgılayarak, özgül ağırlığı düşük iyonlar depolayarak veya gaz

vakuolleri (koful) oluşturarak su yüzeyinde kalmaya çalışırlar. Ancak yüzeye çıkamayan mikroalglerin bulunması, kültür ortam yoğunluğunun artmasıyla iç gölgeleme oluşması ve atıksuyun besin kaynağı olarak kullanıldığı durumlarda atıksudaki partiküllerin daha fazla gölgeleme yapması nedeniyle mikroalgler fotosentetik aktif radyasyonu (FAR) az alırlar. Bu durumun önlenmesi için kültür ortamının sürekli karıştırılması şarttır [5].

Açık tanklarda ışığın sınırlayıcı etken olmaması için derinliğin azaltılması öngörülmüştür. Genellikle 15 - 50 cm aralığında olan havuz derinlikleri özellikle az ışıklanan bölgelerde 20 cm olarak tavsiye edilmektedir [5].

Mikroalglerle atıksu arıtımı yapılan sistemler için havuz derinlikleri 1 - 6 m aralığında olabilmektedir. Bu sistemlerde havuz yüksekliğinin fazla olmasının nedeni mikroalglerle arıtma sistemlerinde biyokütle üreme veriminden ziyade organik madde ve patojen giderim veriminin daha önemli olmasıdır [24].

2.1.3.2 Sıcaklık

Sıcaklığın optimum değerlerde tutulması üremeyi arttırmaktadır. Ancak optimum değerın üstüne çıkıldığında üreme hızı düşür. Yüksek nem değerlerine sahip yerlerde buharlaşma az olacağından kültür ortamının ısınması önemli inhibisyon problemlerine sebep olur. Benzer şekilde düşük sıcaklıkların görüldüğü iklim ortamlarında sıcaklık büyümeyi sınırlayıcı bir faktöre dönüşür. Ayrıca düşük sıcaklık şartlarında fotoinhibisyon daha çabuk gerçekleşir. Özellikle mikroalglerle atıksu arıtımı yapılan soğuk iklimlerde görülebilecek parlak ışık fotoinhibisyona neden olabilir. Optimum sıcaklıkta alglerin fotoinhibisyona dirençleri daha yüksektir [5]. Genellikle 20 - 30°C aralığındaki kültür sıcaklığı birçok alg türü için uygun büyüme şartlarını sağlar. Birçok alg türü, 15°C'ye kadar ki sıcaklıklarda büyüme hızları azalsa dahi tolere edebilirler ama optimum sıcaklıktan birkaç derece fazla olan şartlarda hücre ölümleri görülebilmektedir [19].

Yüksek sıcaklıklarda net fotosentez verimi düşerken solunum hızı artar. Ayrıca CO₂'nin sudaki çözünürlüğünün azalması O₂'nin sudaki çözünürlük azalışından daha çabuk gerçekleşir [19].

2.1.3.3 pH ve CO₂

Mikroalglerin büyüme hızları ve hücre yapısındaki molekül çeşitliliği pH değerinden etkilenebilmektedir. Mikroalglerin pH değerlerine verdikleri tepkiler türden türe farklılık göstermektedir. Alg kültüründe sudaki CO₂'in kullanılması sonucu pH değeri yükselmektedir. CO₂ sağlanmayan sistemlerde pH değerinin 10'un üstünde olması normaldir. Yüksek hızlı alg havuzlarında (HRAP) pH değişimi dipte bulunan bakterilerin CO₂ üretmesi sonucu dengelenebilmektedir [5].

Mikroalgleri inorganik azotu bünyelerine almaları aşamasında da ortamın pH değeri etkilenebilmektedir. Mikroalgler tarafından nitrat azotu tüketildiğinde pH artarken, amonyum azotu kullanıldığında pH değeri azalmaktadır. Amonyum azotu tüketildiğinde pH değeri 3'lere kadar inebilmektedir. Bu pH değeri mikroalglerin yaşaması için uygun değildir [5].

Açık sistemlerde difüzyon mekanizmasıyla sağlanan CO₂ yetersizdir. Verimli çalışan bir mikroalg üretim sistemi için reaktör veya tanklara CO₂ temin edilmesi şarttır. Biyokütle verimini sağlayabilmek için genel olarak pH değerinin 8'in altında tutulması gerekmektedir. Aksi takdirde fotosentez verimi karbon kaynağı yetersizliğinden düşecektir. Ayrıca yüksek pH değerlerinde sudaki amonyum toksik bileşikler oluşturarak mikroalglerin inhibisyonuna neden olabilmektedir [21]. Ayrıca yüksek pH fosfor çökmesine ve alglerin flokleşarak çökmesi gibi durumlara neden olabilmektedir [5]. Yukarıda bahsedilen olumsuzlukları engellemek için pH kontrollü veya periyodik CO₂ enjeksiyonu yapılarak mikroalg sistemlerinde pH ayarlaması yapılmalıdır [21].

2.1.3.4 Karıştırma

Mikroalg ortamının karıştırılması kültür şartlarını etkileyen diğer parametreleri de etkilemesi nedeniyle çok önemlidir. Mikroalg reaktördeki karıştırma verimi; ışıklandırma verimini, gaz transferini ve besinin reaktörde homojen dağılımını doğrudan etkilemektedir. Ayrıca iyi karışım sağlanan bir reaktörde tüm hücrelerin askıda kalması sağlanır, termal tabakalaşma ve yüzeyde oluşabilecek fotoinhibisyon önlenir. Bahsi geçen etkiler nedeniyle reaktördeki karıştırma sinerjik bir etki yaparak reaktördeki büyüme hızını etkiler [19].

Mikroalg reaktörünün karıştırılmasında harcanan enerji ve biyokütle verimliliği dengelenerek uygun bir karıştırma rejimi uygulanmalıdır [25]. Kapalı reaktörlerde istenen türbülans rahatlıkla sağlanırken, açık sistemlerde havuz derinliğine ve şekline bağlı olarak karıştırma verimi havuz boyunca değişkenlik gösterebilmektedir [19]. Açık-Kanallı sistemlerde karıştırma işlemi için pedallı veya mikser karıştırıcılar kullanılmaktadır. Açık-Kanallı reaktörlerde karıştırma hızı 5 - 60 cm s⁻¹ aralığında tutulmaktadır. Düşük hız özellikle dönüşlerde ölü noktaların oluşmasına neden olurken yüksek hız gereksiz işletme maliyetine neden olur [25].

2.1.3.5 Besin Temini

Ortalama bir mikroalgin stokiyometrik formülü C₁₀₆H₁₈₁O₄₅N₁₆P şeklindedir. Bu oranlar doğrultusunda besin temin edildiğinde gerekli optimum besin ortamı sağlanmış olur [5]. Genel olarak karbon, azot ve fosfor ana besi kaynaklarıdır. Bununla birlikte makro ve mikro besinlerin de ortama sağlanması yüksek biyokütle üretimini sağlayacaktır [19]. Atıksu ortamında yetiştirilen mikroalgler için büyümeyi sınırlayıcı etken karbon ve ışık yetersizliği olmaktadır. Ancak atıksu karakteristiğine bağlı olarak azot eksikliği de büyümeyi sınırlayabilmektedir [5].

Karbon

Ototrof mikroalgler fotosentez reaksiyonlarında inorganik karbonu güneş enerjisini kullanarak indirger ve organik maddelere dönüştürürler [5]. Bir alg hücresinin %50'si karbondan oluşmaktadır. Bu nedenle 1 ton algal biyokütle üretmek için yaklaşık 1,8 ton CO₂ gerekmektedir [33].



CO₂ ve HCO₃⁻ (bikarbonat) genellikle mikroalgler tarafından kullanılan inorganik karbon kaynaklarıdır. Bikarbonat hücre tarafından karbonik anhidraz enzimi kullanılarak karbondioksit çevrilerek kullanılır. Bazı alg türleri organik karbonu da kullanabilmektedir [5].

Genel olarak mikroalg yetiştirme sistemlerinde kullanılan üç CO₂ kaynağı vardır. 1) Atmosferik CO₂, 2) Endüstriyel baca gazı çıkışı, 3) Çözünür karbonatlar (NaHCO₃ and Na₂CO₃ vb.) [33]. Atmosferdeki karbondioksit konsantrasyonu (0,033 %) optimum

büyüme şartları için yeterli değildir. Ancak %1 - 5 oranında CO₂ ve hava karıştırılarak yeterli karbon sağlanabilir. Ayrıca karbondioksit temini aşamasında pH değeri iyi bir şekilde takip edilmelidir. Özellikle pH 9'dan sonra inorganik karbon karbonata (CO₃²⁻) dönüşür. CO₃²⁻ mikroalgler tarafından kullanılamamaktadır [5].

Azot

Azot karbondan sonra en önemli ikinci nütrienttir [5]. Bir alg hücresinin %7 - 10'u azottan oluşmaktadır [25]. Mikroalglerin kullanabileceği farklı azot formları mevcuttur. Bunlar üre, nitrat, nitrit, amonyum tuzları [33] ve amonyumdur [5]. Mikroalgler azot kaynağı olarak öncelikli olarak amonyumu tercih ederler. Ancak kültür ortamında amonyum yoğunluğunun yüksek olması "amonyum toksisitesi"ne neden olabilmektedir. Yüksek pH değerlerinde amonyum sıyrılması olabilmektedir. Bu nedenle pH kontrolü amonyumla beslenen sistemler için önemlidir.

Fosfor

Fosfor mikroalglerin büyümesi için gerekli temel besinlerden biridir. Algler tarafından inorganik ortafosfat (PO₄³⁻) formunda hücre yapısına alınır [5]. Fosfat, DNA ve RNA'nın omurgası olması ve enerji molekülleri olan ATP ve fosfolipidler için kritik olması nedenleriyle mikroalg büyümesi için önemli bir moleküldür [33]. Ortafosfatların hücre yapısına alınması enerji gerektiren aktif bir prosestir. Ortamda az miktarda ortafosfat bulunduğu mikroalgler organik fosfatları hücre yüzeyinde ortafosfatlara çevirerek hücre bünyesine alabilirler. Ayrıca mikroalgler ihtiyaçlarından fazla fosforu alma kabiliyetine sahiptirler. Fazladan aldıkları fosforları polifosfat granülleri şeklinde depolarlar [5]. Kuru ağırlıklarının %1'i kadar fosfor depolayabilmektedirler [25]. Büyüme sürecinde ortamda fosfor azaldığında depoladıkları polifosfatları kullanırlar. Bu nedenle ortamdaki fosfor azaldığında mikroalglerin büyüme potansiyeli hemen etkilenmez [5].

Azot ve fosfor azlığında hücre metabolizması normal işleyişini değiştirerek enerji depolamak amacıyla yağ veya karbonhidrat biriktirir [33]. Ayrıca fosfor azlığında *Dunaliella* hücresi β -karoten, *Haematococcus* hücresi astaxanthin depolayabilmektedirler [25].

Diğer Besinler

Mikroalglerin büyümesi için azot ve fosfora yüksek miktarlarda ihtiyaç vardır. Azot ve fosforun dışında sülfür, potasyum, kalsiyum ve magnezyum algal büyüme için gereken elementlerdir. Ayrıca mikro- veya nano- gram seviyesinde ihtiyaç olan elementler; mangan, molibden, bakır, demir, çinko, bor, klorür, nikel ve kobalt olarak sıralanabilir [5, 33]. Sodyum, silisyum, kobalt, iyot, vanadyum ve selenyum gibi elementler belirli bazı türlerin büyümesi için gerekli elementlerdir [5]. Ağır metal konsantrasyonlarının ihtiyacın çok üstünde olması sonucu mikroalg kültüründe; algal büyümenin inhibe olması, fotosentez işleminin zarar görmesi, hücre bünyesindeki antioksidanları tüketmesi ve hücre membranının zarar görmesi gibi olumsuzluklar görülebilmektedir [33].

2.1.4 Mikroalg Hasatlama Sistemleri

Mikroalg biyokütlesinin kültür ortamından alınması ve işlenmesi hemen hemen tüm mikroalg üretim sistemleri için gerekli bir işlemdir [4]. Mikroalg hasatlama işlemi algal biyokütle üretim safhasında karşılaşılan en büyük problemlerden biri olmasına karşın tatmin edici bir çözüm henüz bulunamamıştır [25]. Birçok teknik gelişme olmasına karşın hasatlama işleminin aşamaları olan ön yoğunlaştırma ve susuzlaştırma maliyetleri yüksektir. Mikroalgin kültür ortamından ayrıştırılmasının kabul edilebilir maliyetlerle yapılması özellikle algal biyodizel üretiminin ticarileşmesi için çok önemlidir. Alg biyokütlesinin hasatlanmasını zorlaştıran ve ayrıştırma maliyetlerinin artmasına neden olan faktörler şunlardır [4, 25];

1. Mikroalg hücresinin doğal yapısı
 - a. Hücresinin büyüklüğü (2 - 30 μm çap),
 - b. Özgül ağırlık; düşük çökelme hızı ($<10^{-5} \text{ m s}^{-1}$),
 - c. Hücrelerin negatif yüklü olması,
 - d. Morfoloji,
 - e. Hücre-dışı polimerik madde salgılayarak suda askıda kalmaya çalışmaları,
 - f. Bazı türlerin hareket etme özelliğinin olması,
 - g. Bazı türlerde gaz vakuelleri bulunması.
2. Kültür ortamındaki düşük biyokütle konsantrasyonu ($<5 \text{ kg.m}^{-3}$ kuru biyokütle).
3. Yüksek ekipman maliyetleri.

Hasatlanma işlemi tüm algal biyokütle üretim maliyetinin %20 - 30'unu kapsamaktadır [19, 25, 40]. Hasatlama maliyetinin tüm üretim maliyetinin %50'sini içerdiğini belirten çalışmalar da mevcuttur [41].

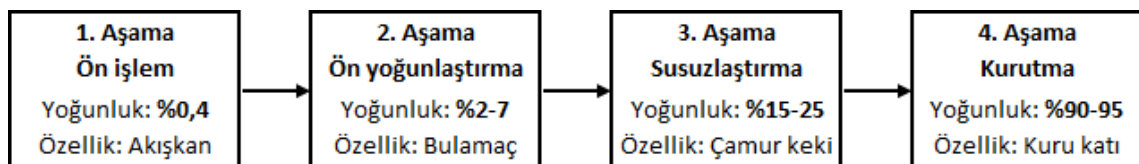
Hasatlama sistemlerinde katı-sıvı ayırma işleminin verimliliği geri kazanım verimi (recovery efficiency - RE) ve konsantrasyon faktörü (concentration factor - CF) ifadeleriyle değerlendirilmektedir [4].

$$\text{Geri Kazanım Verimi} = \frac{\text{Geri kazanılan hücre kütlesi}}{\text{Başlangıçtaki hücre kütlesi}} \quad (2.2)$$

$$\text{Konsantrasyon Faktörü} = \frac{\text{Yoğunlaşmış alg konsantrasyonu}}{\text{Başlangıçtaki alg konsantrasyonu}} \quad (2.3)$$

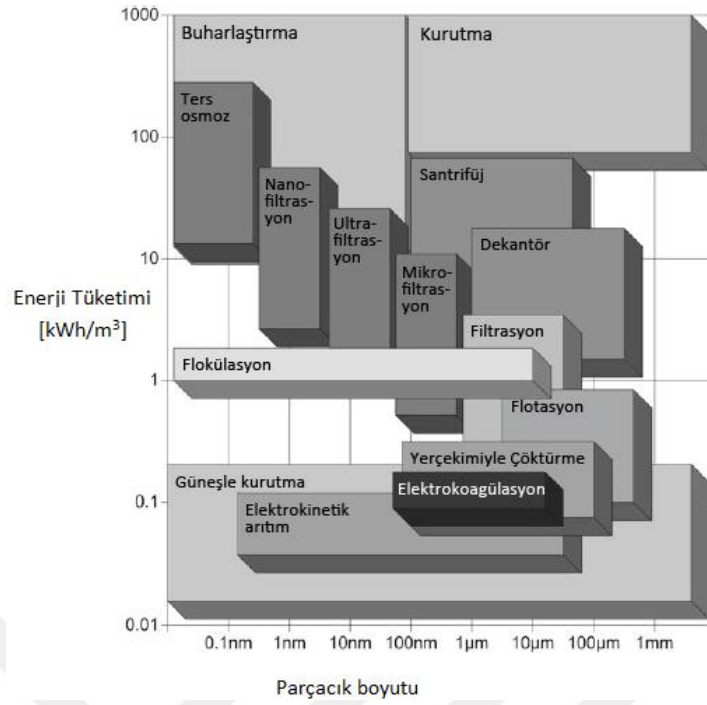
Mikroalg hasatlama işleminde kullanılabilecek birçok metot mevcuttur. İnorganik koagülasyon ve flokülasyon (kimyasal yumaklaştırma), organik koagülasyon ve flokülasyon, oflokülasyon, biyoflokülasyon, elektrokoagülasyon, ultrases, santrifüj, çöktürme, flotasyon (yüzdürme), filtrasyon (filtre pres, ultrafiltrasyon, belt filtre) sıralanabilecek yöntemlerdir.

Mikroalg ayırıştırma metotları, istenen konsantrasyona ve ürün kalitesine bağlı olarak tek aşamalı veya birbiriyle kombin birden fazla aşamalı olarak kullanılabilir. Aşağıdaki Şekil 2.14'de belirtildiği gibi biyokütle yoğunluğuna göre mikroalg hasatlama işlemi dört aşamadan oluşmaktadır.



Şekil 2.14 Mikroalg hasatlama aşamaları, biyokütlenin yoğunluk ve fiziksel özelliği [4]

Hasatlama yönteminin seçiminde işletme maliyeti açısından enerji sarfiyatı önemlidir. Bu nedenle uygulanan yöntemin istenen verimde çalışması ve istenen nitelikte ürün vermesi kadar ayırıştırma işlemi safhasındaki enerji maliyetleri de önemlidir. Şekil 2.15'te grafikte belirtilen mikroalg hasatlama teknolojilerinin etkili olduğu partikül boyutu aralığı ve metre küp başına harcadıkları enerji sarfiyatı gösterilmiştir.



Şekil 2.15 Ayırıştırma teknikleri; enerji sarfiyatları ve tutabildiği parçacık boyutları [4]

2.1.4.1 Koagülasyon ve Flokülasyon

Koagülasyon ve flokülasyon ayrı iki procestir. Koagülasyon basamağında suya kimyasal koagülant eklenir. Flokülasyon; ayrık partiküllerin “flok” oluşturarak bir araya gelmesi ve çökmesi işleminden ibarettir. Oluşan floklar katı-sıvı ayırıştırma metotları kullanılarak sudan ayırıştırılır. Koagülant ve flokülant ayrı ayrı kullanılarak floklaşma arttırılabilir. Koagülasyon aşamasındaki etken madde “elektrolit”, flokülasyon aşamasındaki etken madde “polimer” olarak tanımlanmaktadır. Koagülasyon ve flokülasyon için gereken proses süreleri farklıdır. Koagülasyon 10 saniye gibi kısa bir sürede gerçekleşirken, flokülasyon 30 - 45 dakika aralığında gerçekleşir. Koagülasyon ve flokülasyon genellikle düşük tuzluluğa sahip sularda kullanılabilir. Koagülasyon işlemini etkileyen faktörler; mikroalgin türü, başlangıç konsantrasyonu, mikroalg hücresinin yükü, koagülant dozu, koagülasyona yardımcı madde kullanımı, karıştırma hızı ve kültür ortamının özelliğidir (alkalinite, iletkenlik, pH ve sıcaklık) [4, 25].

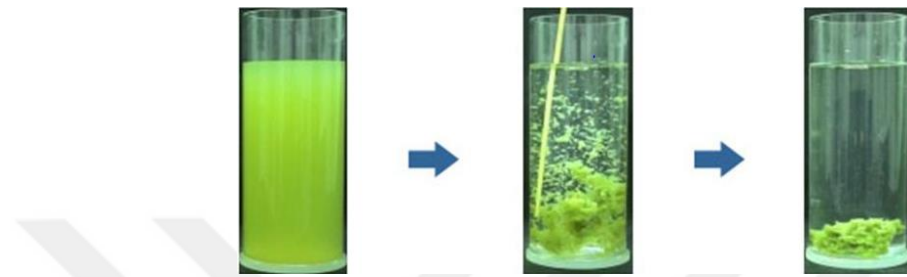
İnorganik koagülasyon ve flokülasyon (kimyasal yumaklaştırma)

Birçok inorganik kimyasal mikroalgları sudan ayırştırmak için kullanılabilir. Yaygın olarak alüminyum ve demir koagülantlar pH dengelemesi yapıldıktan sonra uygulanmaktadır. İnorganik koagülantın pozitif yükü negatif yüklü hücreyi nötralize

ederek alglerin flokleşmasını sağlar [4]. Şekil 2.16'te mikroalg biyokütlesinin flokleştirilerek çöktürülmesi işlemi gösterilmiştir.

İnorganik koagülant kullanımında karşılaşılan problemler şunlardır [4];

1. Yüksek işletme maliyeti,
2. Kültür ortamında artık koagülant kalması,
3. Ayrıştırılan biyokütlenin içinde artık metal tuzlarının kalması.



Şekil 2.16 Alg kültüründe flokleşma ve çökelme [42]

Organik koagülasyon ve flokülasyon

Organik koagülantlar doğal olarak sentezlenebilen veya sentetik olarak yapılabilen polimerlerdir. Organik koagülantlar genellikle toksik olmayan maddelerdir. İnorganik koagülantlarda olduğu gibi suyun iyonik gücü arttıkça etkinliklerini kaybederler.

Organik koagülantlar inorganik koagülantlara göre daha pahalı olduğundan ve etkin oldukları şartların inorganiklere göre daha sınırlı olması nedeniyle yaygın olarak kullanılamamaktadır [4].

Otoflokülasyon

Mikroalgler bazı şartlarda herhangi bir kimyasal yardımı olmadan kendi kendilerine flokleşabilmektedir. Bu işleme otoflokülasyon denilmektedir. Otoflokülasyonun gerçekleşmesini kontrol etmek mümkün değildir ve ayrıca tüm mikroalg türlerinde görülmemektedir [4].

Otoflokülasyon genellikle yüksek pH'da ($pH > 10$) fosfat ve +2 değerlikli elementlerin bulunduğu kültür şartlarında gerçekleşmektedir. Bazı alg türlerinde flokleşma pH 8 değerlerinde görülürken, bazılarında pH 12 değerlerinde görüldüğü çalışmalar mevcuttur. Kültür ortamının pH değeri NaOH eklenerek yükseltilerek flokleştirme başlatılabilmektedir. Magnezyum ve kalsiyum karbonat tuzlarının çökmesi esnasında

mikroalglerin de negatif yüklerinin nötrale olması sonucu otoflokülasyon gerçekleşmektedir. Ancak kültür ortamlarının yüksek verimlilik için genellikle pH 7’de işletildiği düşünüldüğünde sürekli işletilen bir reaktör sistemi için uygun bir floklaştırma yöntemi değildir [4, 25].

Biyoflokülasyon

Biyoflokülanlar genellikle biyolojik olarak sentezlenen organik bileşiklerdir. Bu organik maddeler “hücre-dışı polimerik maddeler - EPS” olarak tanımlanır. Bakteriler, maya veya mikroalgler tarafından pH, sıcaklık ve besin yetersizliği gibi aşırı şartlar altında EPS salgılanmaktadır. Biyoflokülanlar kullanılması sayesinde kontaminasyon riski azalır. Aynı zamanda inorganik koagülantlardan elde edilen çökeltme verimleri de sağlanabilmektedir. Ancak biyoflokülanlar işletme şartlarında oluşturulduğunda kültür ortamının optimum şartlarının değiştirilmesi gerekmesi, dışarıdan temin edildiğinde işletme maliyetlerinin yüksek olması ve her zaman aynı çökeltme verimini göstermemeleri nedeniyle yaygın kullanılan bir yöntem değildir [4, 25].

Elektrokoagülasyon

Elektrokoagülasyon su içine batırılmış anot (genellikle alüminyum ve demir) ve katot metal çubuklardan geçen elektrik akımıyla sağlanmaktadır. Anot çubuktan ayrılan katyon iyonları mikroalglerin negatif yükünü nötrale ederken, katot çubukta hidrojen gazı oluşur. Sistemin dizaynına göre mikroalg flokları dibe çöker veya hidrojen kabarcıkları sayesinde yüzeyde toplanır [4].

Elektrokoagülasyon işleminde daha az koagülanta ihtiyaç duyulması ve floklaşma sonrasında kültür ortamında anyon kalıntısı kalmaması nedeniyle inorganik koagülasyon uygulamasına göre avantajlıdır. Elektrokoagülasyonu etkileyen faktörler; pH, voltaj, akım, bekletme süresi, elektrot malzemesi ve sistem tasarımıdır. Voltaj arttırıldığında flok boyutu artmakta ve çökeltme süresi azalmaktadır. Ayrıca elektrokoagülasyonla birlikte flotasyon uygulanması mikroalg ayrıştırma verimini attırmaktadır [25].

Elektrokoagülasyon işleminde harcanan enerji miktarı; kültür ortamının tuzluluğuna, mikroalg türüne, sistem tasarımına ve işletme parametrelerine göre değişiklik göstermektedir. Ancak elektrokoagülasyon işleminde harcanan enerji sarfiyatı diğer

ayırıştırma yöntemlerine (santrifüj, inorganik flokülasyonla çöktürme ve yüzdürme) göre daha azdır. Enerji sarfiyatı akım, voltaj bekletme süresi ve kültür hacmine göre hesaplanabilmektedir [4, 40].

Elektrokoagülasyonla ilgili karşılaşılan en önemli problemler; anot çubuktan ayrılan metal tuzlarının kültür ortamını kontamine etmesi, metal anot çubuğunun yüksek değiştirme maliyeti ve katot çubuk üzerinde oluşan oksit katman birikimidir. Ayrıca tatlı sularda tuzlu sulardaki uygulamalara göre daha fazla enerji harcanmaktadır. Bunun nedeni tatlı sularda iletkenliğin düşük olması nedeniyle direnç daha fazladır. Bir akım oluşturabilmek için daha yüksek voltaj uygulanması gerekmektedir [4, 25].

Manyetik ayırıştırma

Manyetik ayırıştırma; manyetik alan ve manyetik partiküller yardımıyla negatif yüklü mikroalg hücrelerinin toplanması işlemidir. Manyetik etki harici bir kaynaktan sağlanarak mikroalglerin kültür ortamı içinde topaklaşması sağlanmaktadır. Ayırıştırma veriminin yüksek olması, 2 - 3 dakika gibi kısa sürede ayırıştırma işlemini gerçekleştirmesi ve kültür ortamında bakiye kimyasal veya partikül kalmaması manyetik ayırıştırmanın avantajlarıdır. Manyetik ayırıştırmaı etkileyen faktörler; alg türü, hasatlama zamanı (alglerin negatiflik seviyesi zamana bağlı değişmektedir), manyetik partikül dozajı, pH, kültür ortamındaki iyon miktarı, sıcaklık, manyetik alan gradyanıdır [4, 24].

Ultrases

Ultrases sisteminde, akustik dalgalar kullanılarak alg hücrelerinin parçalanması veya topaklaşması sağlanarak ayırıştırma yapılır. Dalganın frekansı ve genliğine göre, ayırıştırma verimi değişmektedir. Yüksek frekanslı ve alçak genlikli dalgalar kullanıldığında alg hücrelerinin floklaşması ve yerçekimi ile çökelmeleri kolaylaşmaktadır. Ultrases sisteminin az yer kaplaması, kimyasala ihtiyaç duymaması, az bileşenden oluşması ve uygun frekansta hücrelere zarar vermeden ayırıştırma sağlaması en önemli avantajlarıdır. Ancak yüksek enerji sarfiyatı, akustik dalgalayı oluşturan rezonatör kapasitesinin ($1 \text{ m}^3 \text{ gün}^{-1}$) yüksek debiler için yetersiz olması ve oluşan hava kabarcıklarının dengeli akustik dalga oluşumunu etkilemesi ultrases sisteminin yaygınlaşmasının önündeki engellerdir [4, 25].

2.1.4.2 Yerçekimiyle Çöktürme

Yerçekimiyle çöktürme, mikroalg atıksu arıtma sistemlerinde mikroalg biyokütlesini ayırtmak amacıyla kullanılan bir yöntemdir. Çöktürme basit bir yöntem olmakla birlikte çökme hızı $0,1 - 2,6 \text{ m sa}^{-1}$ aralığında gerçekleşmesinden dolayı yavaş bir prosesdir. Mikroalg hücre konsantrasyonu, yarıçapı, şekli ve hareket edebilme kabiliyeti çökme hızını ve çamur karakteristiğini etkilemektedir. Ayrıca sıcaklık ve rüzgâra bağlı çökme tankında oluşabilecek türbülans çökme karakteristiğini etkilemektedir [4, 19, 25, 40].

Yerçekimiyle çöktürmenin avantajları; düşük işletme maliyeti, düşük tasarım maliyeti ve kalifiye işletme personeline ihtiyaç duyulmamasıdır. En önemli dezavantajları; yavaş bir proses olması, geniş arazi ihtiyacı, elde edilen ürünün düşük yoğunlukta olmasıdır. Ayrıca prosesin yavaş olması nedeniyle sıcak çevre şartlarında bakteriler ve alglerin solunum faaliyetleri nedeniyle biyokütle bozulması gerçekleşebilmektedir. Alg konsantrasyonunun az olması ve floklar arasında kalan veya oluşan hava kabarcıkları çökme kalitesini etkileyebilmektedir [4, 19, 25, 40].

2.1.4.3 Santrifüj

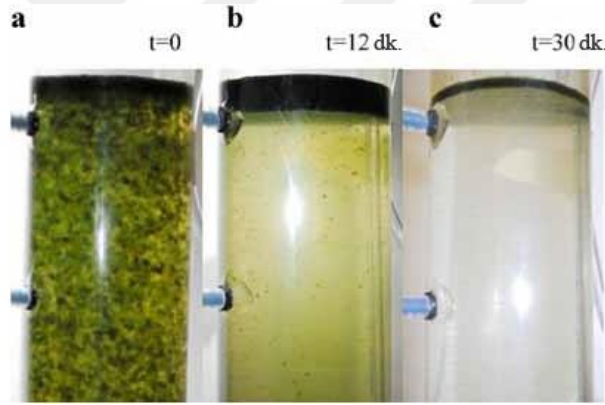
Santrifüj prensip olarak yerçekimiyle çöktürmeye benzemektedir. İki yöntem arasındaki fark; çöktürmede yerçekiminin etkisinde faydalanılırken, santrifüj ile ayırtmada merkezkaç ivmesinden yararlanılarak partiküllerin çökme hızı arttırılmaktadır. Ayrıca santrifüj uygulamasında çökmede olduğu gibi geniş alanlara ihtiyaç yoktur. Santrifüj yönteminin çalışması iki faktöre dayanmaktadır; merkezkaç kuvvetinin oluşturulmasıyla radyal, ivmeli hareket elde edilmesine ve partiküllerin içinde bulunduğu sıvıyla arasında yoğunluk farkına sahip olmasına bağlıdır [4, 19, 25, 40].

Santrifüj yöntemi neredeyse tüm mikroalg türleri için uygulanabilmektedir. Mikroalg ayırtmada kullanılabilecek hızlı ve etkili bir yöntem olmasına karşın ilk yatırım ve işletme maliyetinin yüksek olması nedeniyle elde edilecek ürünün niteliğine göre santrifüj yönteminin kullanımına karar verilmelidir. Santrifüj yöntemi; kimyasal flokleştirme, yüzdürme, membran filtrasyon gibi yöntemlerle karşılaştırıldığında tutma verimi açısından daha iyi sonuç verirken işletme maliyeti bakımından diğer yöntemlerden daha masraflıdır. Ancak santrifüj %1 - 5 yoğunluktaki alg bulamacını

%10-20 yoğunluktaki çamur kekine dönüştürmede kullanılabilecek etkin bir ikincil yoğunlaştırma yöntemidir [4, 19, 25, 40].

2.1.4.4 Flotasyon (yüzdürme)

Flotasyon katı partiküllerin hava veya gaz kabarcıklarına tutunarak sıvı yüzeyine taşınmasıdır (Şekil 2.17). Yüzeyde toplanan partiküller bir sıyırma sistemiyle toplanmaktadır. Flotasyon çeşitleri kullanılan hava kabarcıkların çaplarına göre sınıflandırılmaktadır. Kullanılan hava kabarcığının çapı küçüldükçe flotasyon verimi artmaktadır. Birim hacme göre yüzey alanının büyük olması verimi arttırmaktadır. Flotasyon sistemlerinin genel dizayn parametreleri hava-katı madde oranı, hidrolik bekletme süresi, katı madde yükü, savak yükü ve yüzer maddelerin sistemden alınmasıdır [4, 19, 40]. Kimyasal sarfiyatı ve basınçlı hava ihtiyacı nedeniyle büyük ölçekli kullanımlarda önemli işletme maliyetine neden olabilmektedir.



Şekil 2.17 Mikroflotasyon uygulaması [43]

2.1.4.5 Filtrasyon

Filtrasyon prosesi yerçekimi, basınç veya vakumun etken olarak kullanılarak sıvı içinde bulunan katı maddelerin filtre materyali üzerinde toplanmasıyla ayrıştırma işlemini sağlayan bir yöntemdir. Endüstriyel filtre uygulamaları belt filtre, tambur filtre, filtre pres, döner filtre ve membran filtrasyon uygulamalarıdır. Filtrasyon yönteminin giderim verimi yüksektir. Ancak işletme enerji sarfiyatının yüksek olması, ilk yatırım maliyetlerinin yüksek olması ve özellikle membran filtrasyon yönteminde karşılaşılan kalıcı tıkanmalar nedeniyle yaygın olarak kullanılamamaktadır [4, 25, 40].

2.2 Atıksu Arıtma

Atıksu arıtma tesisi sistemlerinde arıtılmış bir atıksu elde etmek için biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ), askıda katı madde (AKM) ve inorganik besinlerin ($\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$; ve $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$), koliform bakterileri ve toksik maddelerin arıtımının gerçekleştirilmesi gerekmektedir. Mikroorganizmalar organik maddeleri oksitleyerek CO_2 'ye çevirirler. Atıksuda bulunan BOİ alıcı ortama ulaştığında çözünmüş oksijenin tükenmesine neden olur. Bunun sonucunda alıcı ortamdaki balıkların ölmesine ve anaerobik (oksijen ve havanın bulunmadığı ortam) ortamın oluşmasına neden olur. Bu nedenle arıtma sistemlerinde öncelikli olarak BOİ giderimi hedeflenmektedir. AKM parametresi genellikle fiziksel çöktürmeyle giderilmektedir. İnorganik kirleticilerden azot ve fosfor ötrofikasyona neden olduğu için biyolojik arıtma yöntemleriyle giderimi önemlidir. Ayrıca amonyak formundaki azot balıklar ve sucul organizmalar için toksik etki gösterebilmekle birlikte temiz suya karıştığında uygulanan dezenfeksiyon işlemini olumsuz etkiler [44]. Atıksu çeşitli işlemlerden geçirilerek arıtılabilmektedir. Bu işlemler genel olarak ön arıtma, birincil, ikincil ve üçüncül arıtma olarak tanımlanmaktadır.

2.2.1 Ön Arıtma (Preliminary Treatment)

Ön arıtmada atıksuyla tesise gelen büyük katı maddeler tutulmaktadır. Ön arıtmanın amacı katı maddeler nedeniyle tesiste oluşabilecek tıkanmaları önlemek ve ekipmanların zarar görmesini engellemektir. Büyük katı maddeler; üstüğü, odun, plastik gibi çok çeşitli maddeler olup genellikle 10 mm - 60 mm aralıklı ızgaralarla atıksudan alınmaktadır. Kum çakıl gibi maddeler kum tutucularda çöktürülerek sudan ayrıştırılmaktadır. Kum tutuculardaki atıksu hızı 0,2 - 0,4 m s⁻¹ aralığında sağlanarak organik maddenin çökmesi engellenmektedir [44, 45].

2.2.2 Birincil Arıtma (Primary Treatment)

Izgaralardan geçen atıksu gerekli görüldüğü takdirde birincil arıtma olan ön çöktürme ünitesine alınır. Buradaki amaç çökelebilen katı maddelerin giderilmesidir. Ön çöktürme tankında BOİ giderimi %20 - 30 aralığında, AKM giderimi %50 - 60 aralığında olabilmektedir [44, 45, 46].

2.2.3 İkincil Artıma (Secondary Treatment)

İkincil arıtmanın amacı BOİ gidermektir. İkincil arıtmada aktif çamur sistemi kullanılan proseslerde heterotrofik bakteriler sürekli olarak karıştırılarak organik kirlenici maddeleri tüketmesi sağlanır. Bakteriler enerji elde etmek ve büyümek amacıyla organik kirlenicileri oksitleyerek karbondioksit çevirirler. BOİ'nin biyolojik giderimi ile ilgili kullanılan birçok proses vardır. Bu sistemlerde genel olarak oksijen, doğrudan veya mekanik karıştırma ile sağlanmaktadır. Aktif çamur kullanılan proseslerde, biyolojik arıtmayı gerçekleştiren çamuru sistemde tutabilmek için son çöktürme havuzları kullanılmaktadır [44, 45]. Ayrıca araştırmalar sonucunda ikincil arıtmayla %90 oranında patojen bakterilerin giderilebildiği anlaşılmıştır [44].

2.2.4 Üçüncül Arıtma (Tertiary Treatment)

Üçüncül arıtmanın amacı tüm organik iyonları, amonyum, nitrat ve fosfatı gidermektir. Üçüncül arıtmada özellikle azot ve fosfor giderimi sağlanarak alıcı ortamda ötrofikasyon oluşması engellenmektedir. Üçüncül arıtmada aerobik, anaerobik ve anoksik proses şartları kullanılarak istenen arıtma verimi sağlanmaktadır. Ayrıca bakteri, virus ve parazitlerin büyük çoğunluğu üçüncül arıtma aşamasında giderilmektedir [44, 45].

2.2.5 Dördüncül arıtma (Quaternary Treatment)

Dördüncül arıtmada amaç; atıksudaki ağır metal, organik bileşikler (refrakter ve toksik maddeler) ve çözünmüş minerallerin giderimidir [44].

2.2.6 İleri Arıtma (Advanced Treatment)

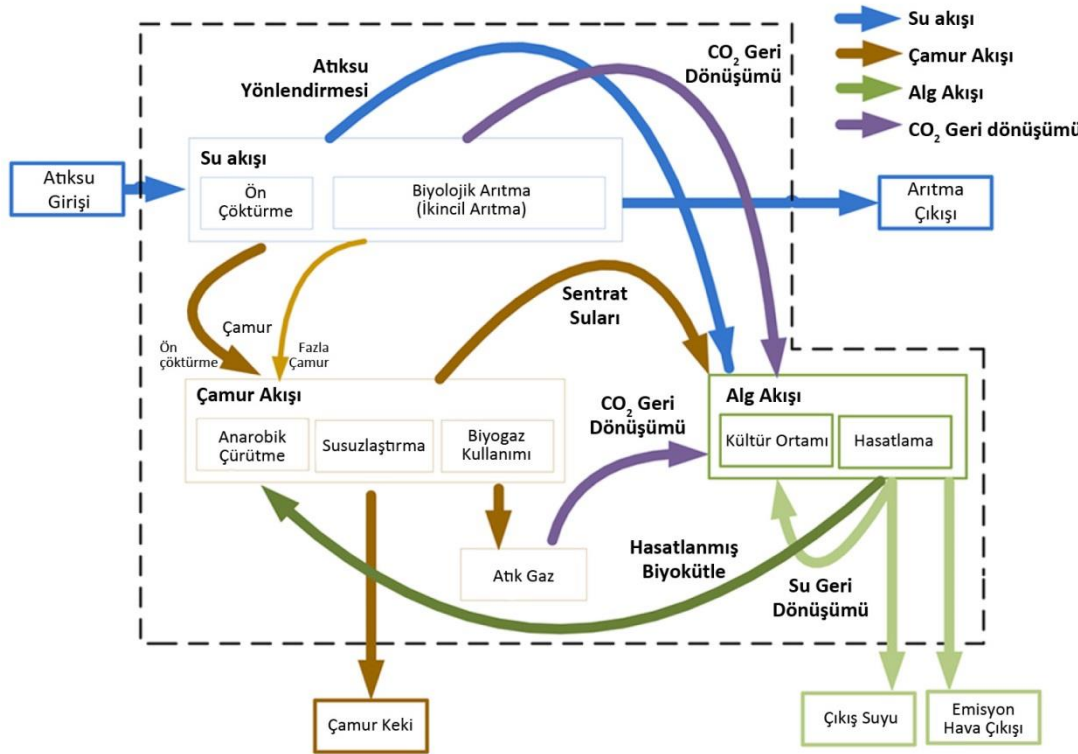
İleri arıtma genellikle kompleks teknikler kullanılarak yüksek kalitede arıtma çıkışı elde etmek amacıyla kullanılmaktadır. Kimyasal çöktürme, ozonlama, ters osmoz, aktif karbon gibi yöntemler ileri arıtma yöntemleri arasında sayılabilir [44].

2.3 Atıksu Arıtma ile Entegre Mikroalg Üretimi

Mikroalg üretim sistemiyle atıksu arıtma tesisinin entegre çalıştırılması fikri 1950'li yıllara kadar dayanmaktadır. Teorik olarak atıksuda mikroalglerin üremesi için gereken tüm makro ve mikro besinler mevcuttur. Arıtma tesisinde arıtma çıkış suyu ve ünitelerden gelen akımlar mikroalgleri yetiştirmek için gerekli besini sağlayabilmektedir. Ayrıca tesiste bulunan baca gazı veya anaerobik çürümüş çamur

ünitesi biyogazından CO₂ (biyogazın %30 - 40'ı CO₂) temin edilebilmektedir. Üretilen mikroalg biyokütlesinin biyodizele dönüştürülmesiyle, geri kalan küspeden biyogaz üretilmesiyle ve algal biyokütle yakılarak elde edilen enerji arıtma tesisinde kullanılabilecektir [6, 47].

Mikroalg üretim sistemleri ile atıksu arıtma tesislerinin entegrasyonu ile ilgili teknik fizibilite çalışmaları Amerika ve Yeni Zelanda gibi ülkelerde yapılmıştır. Ancak ekonomik fizibiliteyle ilgili çalışmalar devam etmektedir [47].



Şekil 2.18 Atıksu arıtma ile entegre mikroalg üretim sistemi akım şeması [47]

Yukarıdaki Şekil 2.18’de gösterilen atıksu arıtma ile entegre mikroalg sistemi akım şeması işleyişini detaylandırmak gerekirse; atıksu arıtma ile mikroalg üretimi entegre sisteminde mikroalgler açık-kanallı havuzlarda güneş ışığında üretilecektir, karbondioksit kaynağı olarak arıtma tesisinde bulunan biyogaz veya doğalgazın yakıldığı kojenerasyon ünitesi baca gazı veya anaerobik çürütme ünitesinde üretilen ve içinde karbondioksit bulunan biyogaz kullanılacaktır. Besin kaynağı olarak birincil, ikincil arıtma çıkış suları veya çamur susuzlaştırma sentrat suları kullanılabilecektir.

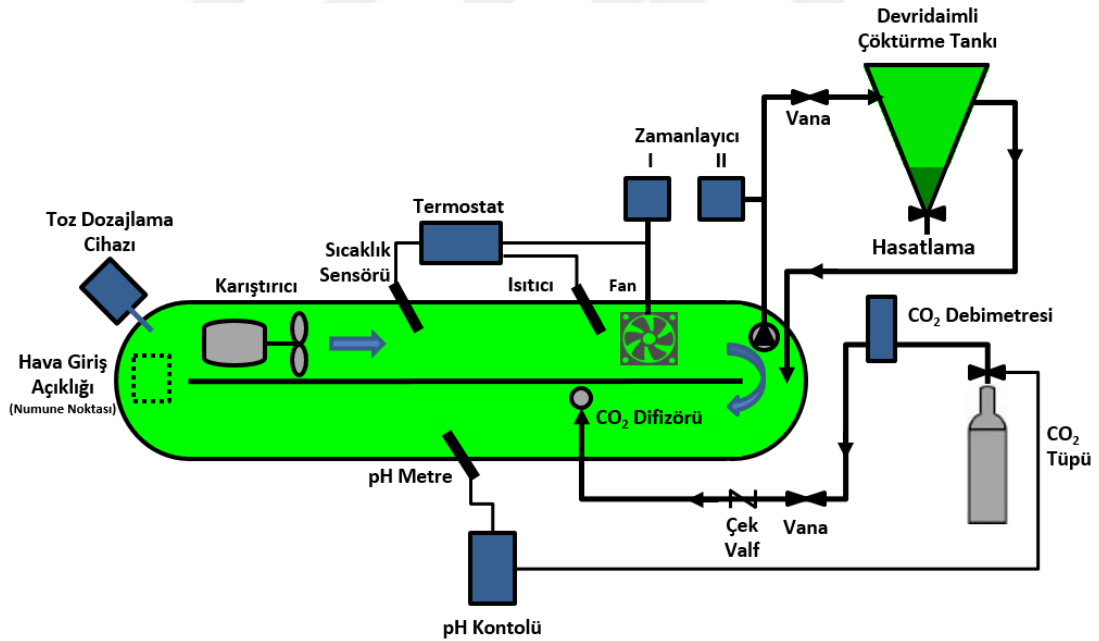
Mikroalg biyokütlesi çöktürme yöntemiyle ayrıştırılarak biyodizel üretimi için güneş ışığında kurutularak işlenecektir. Biyodizel üretimi sonucunda oluşan artık mikroalg küspesi anaerobik çürütme tanklarına verilerek biyogaz üremesine katkı sağlanacaktır. Ancak bazı mikroalg türleri hücre çeperlerinin kalın olması nedeniyle çürütme prosesi için uygun değildir. Bu nedenle alternatif olarak mikroalg küspesi yakılarak veya gübre amaçlı kullanılarak değerlendirilebilecektir.



MATERYAL VE METOT

3.1 Reaktörün Tasarımı ve İşletilmesi

Laboratuvar ölçekli deney düzeneğinin şematik gösterimi Şekil 3.1’de verilmiştir. Deney düzeneği; açık-kanallı parkur tipi havuz, karıştırıcı, sıcaklık ayarlama düzeneği, LED sistemi, pH kontrollü CO₂ sisteminden oluşmaktadır.



Şekil 3.1 Deney reaktörünün şematik gösterimi - Plan

Aşağıda reaktörde kullanılan bileşenlerin özellikleri ve kullanılan cihazların marka/model bilgileri belirtilmiştir.

Açık-kanallı havuz : Yüksekliği 16 cm, boyu 150 cm, eni 32 cm / Pleksiglas

Karıştırıcı : HAGEN / Fluval Sea Circulation Pump CP4, Kapasite: 5200 LPH

Sıcaklık kontrolü	: EMKO / ESM-3710, Ölçüm aralığı: 0 - 50°C
Hava Fanı	: Thermaltake / Thunderblade, Fan kanat çapı: 120mm, Fan hava debisi: 120 m ³ sa ⁻¹
Isıtıcı	: Tetra / HT100, Kapasite: 100 - 150 L, Güç: 100W
LED Sistemi	: 9 m uzunluğunda şerit LED
Işık Ölçer	: Lutron / LX-1102
CO₂ Debimetresi	: Bronkhorst / MV-302, Ölçüm aralığı: 20 - 2000 ml _n /min
CO₂ Difüzörü	: ISTA / UFO CO ₂ Diffuser (S), Malzeme: seramik
pH kontrollü CO₂ sistemi:	ISTA / Marine pH & ORP controller, ISTA CO ₂ Supply Set 1 L
Zamanlayıcı	: GAO / EMT707PA
Çöktürme Tankı	: Aktif hacim 11 L (Detayları Bölüm 4.1.1.1’te belirtilmiştir.)
Çöktürme Besleme Pompası:	Atman / AT-402, Debi:400 L sa ⁻¹
Toz Dozlama Cihazı	: Bölüm 4.1.1.7’de bilgi verilmiştir.

Reaktör tasarımı ve işletme şartları belirlenirken literatürdeki çalışmalarda tespit edilen; *Chlorella vulgaris* türü için optimum büyüme şartları ve genel reaktör işletme değerleri dikkate alınmıştır. Çizelge 3.1’de reaktör işletme şartları ve referans değerler listelenmiştir.

Çizelge 3.1 Reaktör işletme şartları ve referans değerler

Parametreler	Reaktör	Literatür verileri	Referanslar
pH, optimum	7.00 - 7.50	6.50 - 7.50	[8, 10, 12, 48]
Sıcaklık, optimum [°C]	23.5 - 25.5	~25	[8, 48, 49]
Karıştırma Hızı [cm s ⁻¹]	5 - 12	5 - 60	[5, 50, 51]
Tuzluluk, optimum [‰]	0 - 2	0 - 10	[48, 52]
Kültür Derinliği [cm]	15	15 - 30	[51, 53, 54]
Işık Şiddeti [μM m ⁻² s ⁻¹]	275	80 - 400	[55]
Fotoperiyod [Ayd.:Karan.]	16:8	16:8, 14:10, 12:12	[56, 57, 58, 59]

3.1.1 Besin

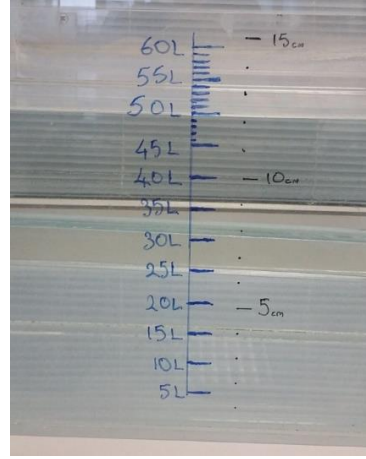
Nütrient kaynağı olarak anaerobik çürümüş çamur susuzlaştırma dekantörü sentrat atıksuyu ve üçüncül arıtma çıkış suyu karıştırılarak kullanılmıştır. Besleme kesikli olarak yapılmıştır. Arıtma çıkışı ve dekantör sentratı ilk 30 gün sırasıyla 5µ ve 1µ kartuş filtreden geçirilerek, daha sonraki 60 gün filtrelenmeden kullanılmıştır. Kullanılan atıksular hiçbir dezenfeksiyon işleminden geçirilmemiştir.

Kültür ortamına sağlanacak maksimum ve minimum amonyum konsatrasyonu Tam ve Wong'un yaptığı çalışmada belirtilen 20 - 250 mg L⁻¹ aralığında tutulmuştur. Yapılan çalışmada 20 - 250 mg L⁻¹ aralığında *Chlorella vulgaris* türünün spesifik büyüme hızında belirgin bir değişim olmadığı ve maksimum hücre yoğunluğuna ulaşıldığı tespit edilmiştir [60].

Kullanılan atıksularla ilgili bilgiler Bölüm 3.3'te detaylı verilmiştir. Arıtma çıkış suyu ve sentrat atıksularının içerdiği azot oranı dikkate alınarak seyreltme oranı 2 - 4 kat aralığında olacak şekilde belirlenmiştir. 3 kat seyreltme oranıyla hedeflenen amonyum üst limiti aşılmadan istenen besin yoğunluğu sağlanabilmiştir. Reaktöre başlangıçta 40 L üçüncül arıtma çıkış suyu ile 20 L dekantör sentrat atıksuyu karıştırılarak besleme yapılmıştır. Anaerobik çürümüş çamur susuzlaştırma dekantörü sentratı öncelikli azot ve fosfor kaynağı olarak kullanılmıştır. Sisteme besleme suyu eklenmesinde üç yol takip edilmiştir;

1. Buharlaşma ve numune alınması sonucu azalan reaktör su seviyesinin tamamlanması:

Reaktördeki suyun buharlaşması ve günlük yapılan takip analizleri sonucunda kültür ortamının seviyesi zamanla azalmıştır. Azalan kültür hacminin tamamlanması amacıyla reaktör üzerinde işaretlenen hacimsel ölçeklendirme (Şekil 3.2) ve reaktördeki azot miktarı dikkate alınarak sentrat atıksuyu veya tesis çıkış suyu eklenmiştir.



Şekil 3.2 Reaktörde bulunan kültür miktarını yükseklik ve hacimsel olarak ölçümü

2. Çöktürme işlemi sonrası:

Proseste yoğunluğu artan biyokütle, zamanla sistemden çöktürme yoluyla uzaklaştırılmıştır. Bu işlem safhasında çöktürme sonrasında üst faz reaktöre geri döndürülürken, dip kısımda oluşan çökelek hasatlanmıştır. Hasatlama sonucu kültür ortamındaki azalma sentrat suyu veya tesis çıkış suyu eklenerek tamamlanmıştır.

3. Amonyum konsantrasyonunu dengeleme amacı:

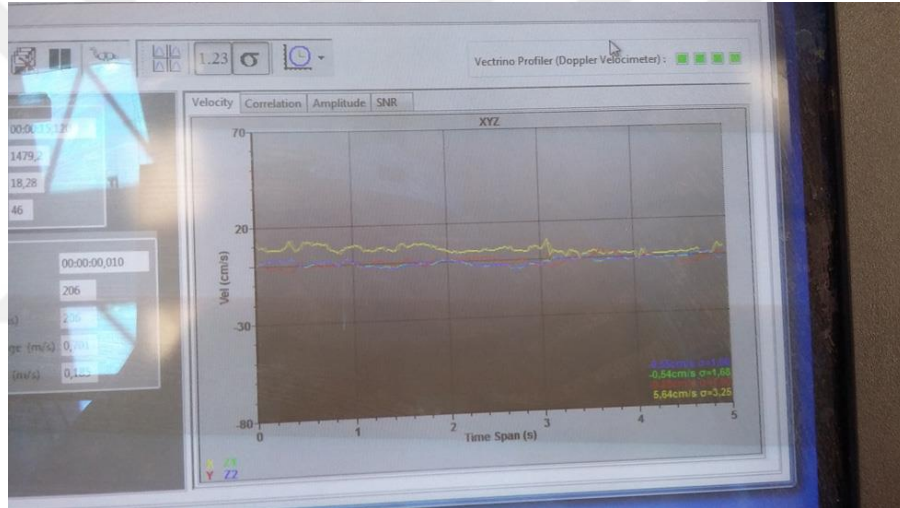
Reaktörün işletilmesi safhasında belli bir süre sonra kültür ortamında amonyum konsantrasyonu tükenmektedir. Kültür ortamına azot ekleyebilmek için buharlaşan veya hasat sonucu azalan hacim kadar sentrat atıksuyu eklenmiştir. Eğer kültür ortamında hacim eksikliği yoksa düzenli alınan hasatlama hacmi istenen miktarda artırılarak reaktörden uzaklaştırılmıştır. Hasatlanan hacim kadar reaktöre sentrat suyu eklenmiştir. Hasatlanan hacim ise biyokütlenin çökelebilmesi için 24 saat bekletilmiştir.

3.1.2 Karıştırma

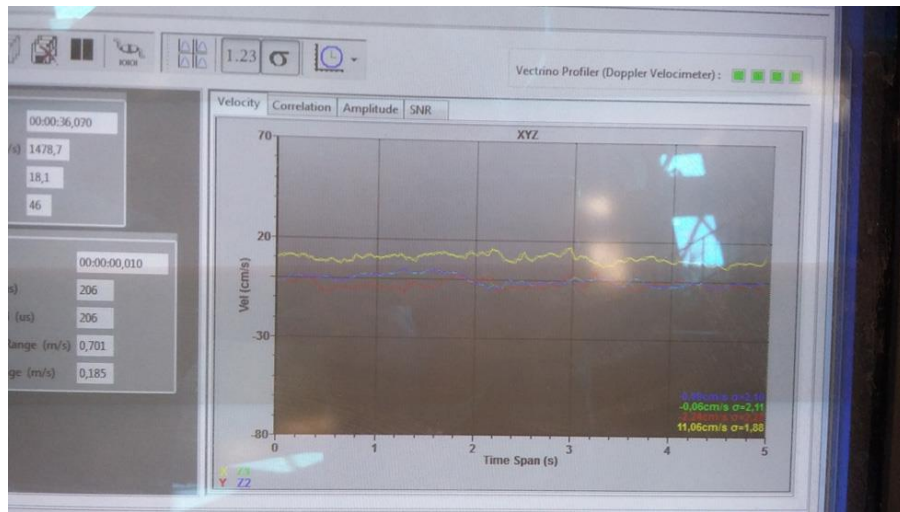
Reaktör içinde oluşabilecek çökelmeleri önlemek için mikser tip karıştırıcı kullanılmıştır. Reaktör içindeki askıda biyokütlenin döngü hızı İ.T.Ü., İnşaat Fakültesi, Hidrolik ve Su Yapıları Laboratuvarında "NORTEK AS - Vectrino II Fixed Probe P25250" hız ölçerle tespit edilmiştir (Şekil 3.3). Reaktör içindeki hızın ortalama $5 - 12 \text{ cm s}^{-1}$ aralığında olduğu tespit edilmiştir (Şekil 3.4 ve Şekil 3.5). Bu değer aralığının literatürde belirtilen $5 - 60 \text{ cm s}^{-1}$ hız aralığında olduğu anlaşılmıştır [25]. Yapılan çalışmada reaktör içindeki hızın suyun bulunduğu yüksekliğe göre değişiklikler gösterdiği tespit edilmiştir.



Şekil 3.3 Reaktörde hız ölçümü



Şekil 3.4 Reaktör hız ölçümü - 5 cm s⁻¹

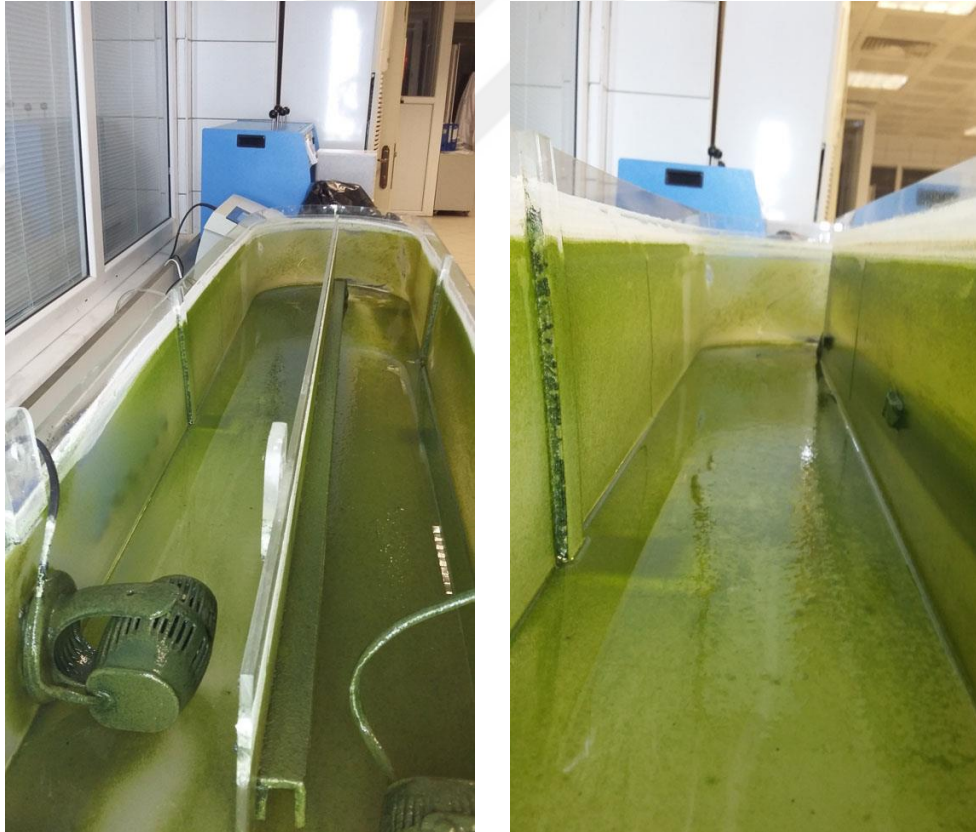


Şekil 3.5 Reaktör hız ölçümü - 12 cm s⁻¹

3.1.3 Hasatlama

Reaktörle yapılan deneme işletme çalışmalarında reaktör içinde yeterli karıştırma hızı sağlansa bile bir süre sonra artan biyokütlenin çökmeye başladığı veya reaktörün iç çeperlerine yapıştığı gözlemlenmiştir. Şekil 3.6'de görüldüğü gibi reaktörün yan duvarları, tabanı ve karıştırıcının yüzeyi mikroalg biyokütlesiyle kaplanmıştır.

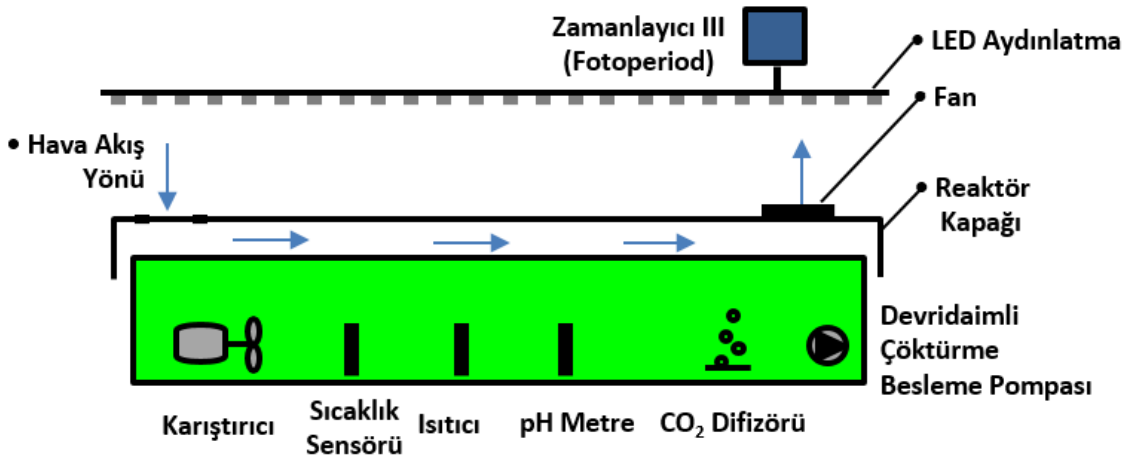
Reaktör içinde oluşabilecek çökelmeleri önlemek amacıyla sistemde üreyen biyokütlenin hasatlanması gerekmektedir. Bu amaçla 11 L hacimli bir çöktürme haznesi sisteme entegre edilmiştir. Reaktör içine yerleştirilen bir pompa yardımıyla karışım halindeki kültür ortamı çöktürme haznesine basılmıştır. Çöktürmeye basılan kültür ortamı miktarı bir vana vasıtasıyla ayarlanarak 800 ml dk^{-1} olarak belirlenmiştir. Pompa belirlenen süre boyunca çalıştırılmış ve çöktürmeye gelen su çöktürme tankı çıkış borusundan reaktöre cazibeyle geri döndürülmüştür. Çöktürme tankının tasarım aşamasıyla ilgili bilgiler Bölüm 4.1.1.1'de verilmiştir.



Şekil 3.6 Artan konsantrasyon sonucu çökelen ve iç yüzeylere yapışan biyokütle

3.1.4 Sıcaklık

Reaktörün işletme sıcaklığı belirlenirken literatürde *Chlorella vulgaris*'le yapılan bazı çalışmalar [3, 8, 11, 13, 16, 61, 62] ve *Chlorella vulgaris* için optimum sıcaklık aralığı değerleri dikkate alınmıştır [8, 48, 49]. Kültür ortamının işletme sıcaklığı 23,5°C - 25,5°C dereceleri arasında tutulmuştur. Reaktör sıcaklığının 23,5°C'nin altına düşmemesi için reaktör içinde batık olarak yerleştirilen bir ısıtıcıyla termostat (Şekil 3.8) kontrolünde kültür ortamı ısıtılmıştır. Kültür ortamının soğutulması işleminde "buharlaştırmalı soğutma" (evaporative cooling) yöntemi kullanılmıştır. "Buharlaştırmalı soğutma" işlemini gerçekleştirmek için reaktörün üzerine şeffaf bir pleksiglas kapak yerleştirilerek tamamen kapatılmıştır. Bu özelliğiyle reaktör hibrit bir sisteme dönüştürülmüştür. Kapağın bir ucuna hava giriş deliği, diğer ucuna ise bir fan yerleştirilmiştir (Şekil 3.7). Kültür ortamının sıcaklığı çevre sıcaklığı veya LED aydınlatma sisteminin etkisiyle zamanla ısınarak 25,5°C'yi geçtiğinde termostat aracılığıyla kapak üzerine yerleştirilmiş olan havalandırma fanı devreye girmiştir. Böylece reaktörün içindeki hava dışarı atılırken, reaktörün diğer ucunda bulunan hava giriş deliğinden reaktör içine hava girişi sağlanmıştır. Bu işlem sonucunda kültür ortamının yüzeyinde oluşturulan hava akımıyla buharlaşma hızlandırılarak soğutma sağlanmıştır.



Şekil 3.7 Deney reaktörünün şematik gösterimi - Kesit

Hava giriş açıklığına yerleştirilen 375 µm delik çapına sahip bir filtreyle havadan gelen toz partikülleri kısmen tutulmuştur. Ayrıca sıcaklık 25,5°C'yi geçmese dahi kapalı reaktör içinde oluşabilecek nemi dışarı atmak için havalandırma fanı saatte bir 10 dakika otomatik olarak çalıştırılmıştır.



Şekil 3.8 Sıcaklık kontrol cihazı

3.1.5 Işık

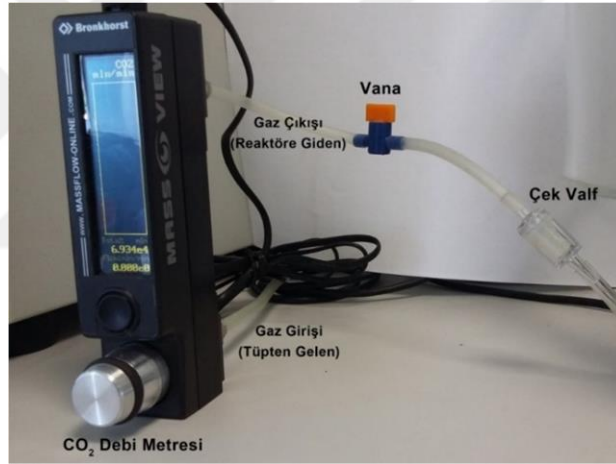
Sistemin aydınlatması şeffaf pleksi reaktör kapağı üzerinden 9 metre şerit LED kullanılarak yapılmıştır. LED'ler 100 cm x 5 ve 80 cm x 5 şeklinde iki grup halinde reaktörün üzerine yerleştirilerek aydınlatma sağlanmıştır. Literatür incelendiğinde birçok mikroalg türünün genel olarak 16:8, 14:10 veya 12:12 fotoperiyodlarında yetiştirilebildiği görülmektedir [10, 58, 59, 63]. Bu çalışmada maksimum fotoperiyod olan 16 saat aydınlık 8 saat karanlık süreleri seçilmiştir. Işık ölçümü boş reaktörün içinden yapılmıştır. Yapılan ölçüm (Şekil 3.9) değeri 14860 Lux'tür ($\sim 275 \mu\text{M m}^{-2} \text{s}^{-1}$). Literatürde $80\text{--}400 \mu\text{M m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (4320 - 21600 Lux) aralığında *Chlorella vulgaris*'in inhibe olmadan üreyebildiği belirtilmiştir [25].



Şekil 3.9 Reaktördeki ışık ölçümü

3.1.6 pH ve CO₂

Chlorella vulgaris'in optimum pH değeri literatürde 6,5 - 7,5 aralığında belirtilmiştir [63]. *Chlorella vulgaris*'le yapılan diğer literatür çalışmaları da incelenmiş [8, 10, 11, 12, 63] ve reaktör işletme pH aralığı 7,00 - 7,50 olarak belirlenmiştir. pH değeri 7,20'yı geçtiğinde pH kontrol sistemiyle CO₂ tüpünün selenoid vanası açılarak sisteme karbondioksit verilmiştir. CO₂'in suda çözünmesiyle pH'ın dengelenmesi sağlanmıştır. Karbondioksit tüpünden gelen boru üzerine yerleştirilen bir debimetreye (Şekil 3.10) tüketilen CO₂ miktarı takip edilmiştir. Reaktörle yapılan deneme işletme çalışmalarında reaktöre CO₂ beslemesi yapılmadığında gaz çıkış hattında bir süre sonra vakum oluşarak reaktör suyunun debimetreye doğru geldiği görülmüştür. Debimetrenin zarar görmemesi amacıyla reaktöre giden gaz hattına akvaryum sistemlerinde kullanılan bir çek valf ve vana yerleştirilerek gerekli tedbir alınmıştır.



Şekil 3.10 CO₂ debimetresi

Karbondioksitin sisteme ince kabarcıklı verilebilmesi için seramik CO₂ difüzörü (Şekil 3.11) kullanılmıştır.



Şekil 3.11 Seramik CO₂ difüzörü

3.2 Reaktör İşletiminin Takibi

Kültür ortamının sıcaklık ve pH dengesi belirlenen değerlerde tutulmuştur. Reaktörde bulunan besin miktarının tespiti ve üreyen biyokütle miktarını takip amacıyla günde bir defa reaktörden numune alınarak aşağıda belirtilen parametrelerin takibi yapılmıştır. Sisteme besleme yapılması gerektiğinde günlük analiz için numune alındıktan sonra besleme yapılmıştır.

Aşağıda sıralanan parametrelerin analizleri günlük olarak yapılmıştır.

1. AKM - Askıda Katı Madde (Reaktör içinden ve hasatlana biyokütleye bakılmıştır.)
2. $\text{NH}_4^+\text{-N}$ - Amonyum
3. $\text{NO}_3^-\text{-N}$ - Nitrat (0,45 μm filtreden geçirildikten sonra)
4. $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ - Ortofosfat (0,45 μm filtreden geçirildikten sonra)
5. Çözünmüş KOİ (0,45 μm filtreden geçirildikten sonra)
6. Optik Yoğunluk
7. Klorofil-*a* Ölçümü
8. Alkalinite

Reaktörden alınan numuneden yapılan analizler dışında, aşağıda sıralanan işletme verileri de günlük olarak takip edilmiştir.

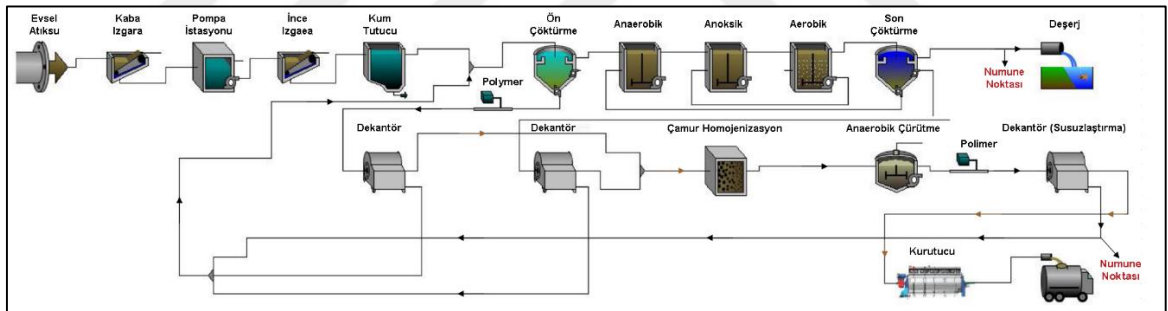
1. CO_2 debimetre totaliteri
2. Reaktördeki kültür hacmi
3. Sıcaklık ve pH değerleri
4. Tuzluluk ve İletkenlik değerleri
5. Çözünmüş oksijen konsantrasyonu
6. Hasatlanan biyokütle hacmi
7. Çöktürmenin çalıştırılma süresi

3.3 Kullanılan Atıksu Arıtma Tesisleri Suları

Mikroalgler üreme verimliliği açısından temel olarak azot, fosfor ve karbona ihtiyaç duyarlar. Bu üç temel elementten en çok azot ihtiyacının temini ve devamlılığı yeterli besinin sağlanması açısından önem arz etmektedir. Bu çalışmanın yapıldığı İstanbul ili içinde bulunan farklı atıksu arıtma tesislerinin çıkış sularının azot kaynağı olarak kullanılması değerlendirildiğinde ikincil ve üçüncül arıtma sonrasındaki azot ve nitrat

değerlerinin verimli sürdürülebilir büyüme şartları için yetersiz olduğu anlaşılmıştır. Arıtma tesislerinin çıkış amonyum değerleri işletme şartlarına göre değişkenlik gösterebilir genel olarak üçüncül arıtma çıkışlarında amonyum konsantrasyonu 1 mg L^{-1} 'nin altına düşmektedir. Nitrat değerleri ise ikincil arıtma prosesinde giriş amonyum değerine yakın olması beklenirken, gerçekleşen kısmi giderim nedeniyle beklenenin altında değerlere düşmektedir. Üçüncül arıtma çıkışlarındaki nitrat değerleri ise ortalama 5 mg L^{-1} olarak belirlenmiştir.

Sürdürülebilir mikroalg üretimi için gerekli olan yüksek azot ihtiyacı için anaerobik çürümüş çamur susuzlaştırma dekantörü sentrat suları ideal bir kaynaktır. Yüksek azot konsantrasyonu nedeniyle oluşabilecek inhibisyonu engellemek için seyreltme suyu olarak üçüncül arıtma veya ikincil arıtma çıkış suları kullanılabilir. Bu çalışma kapsamında nütrient kaynağı olarak Ambarlı İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesis anaerobik çürümüş çamur susuzlaştırma dekantörü sentrat suları ve tesis çıkış suyu kullanılmıştır. Şekil 3.12'de Ambarlı Tesisine ait akım şeması ve numune alma noktaları gösterilmiştir.



Şekil 3.12 Arıtma tesisi akış diagramı ve numune alma noktaları

Ambarlı İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesis (Şekil 3.13), İstanbul'un 15 km batısında Avcılar ve Küçükçekmece ilçesi sınırları içinde yer alan, Esenyurt ve Beylikdüzü ilçelerinin tamamı ile Ambarlı havzası, Bahçeşehir ve Avcılar'ın bir kısmından oluşan bölgelerden kaynaklanan atıksuları arıtmaktadır. Tesis belirtilen bölgelerden kaynaklı atıksuların Marmara Denizi ve Küçükçekmece Gölü'nde neden olabileceği kirlenmeyi önlemek amacıyla kurulmuş olup, 2012 yılında işletmeye alınmıştır. Tesis günlük 1.600.000 nüfusa hizmet verebilecek ve ortalama $400.000 \text{ m}^3 \text{ gün}^{-1}$ atıksuyu arıtabilecek kapasitede olup, $520.000 \text{ m}^3 \text{ gün}^{-1}$ lük pik debiyi karşılayacak şekilde projelendirilmiştir.

Ambarlı İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi giriş-çıkış suyu tasarım parametreleri Çizelge 3.2’de verilmiştir.

Çizelge 3.2 Ambarlı İBAAT giriş - çıkış tasarım parametreleri

Parametreler	Birim	Giriş	Çıkış
AKM	mg L ⁻¹	500	35
KOİ	mg L ⁻¹	600	125
BOİ ₅	mg L ⁻¹	300	25
TN	mg L ⁻¹	60	10
TP	mg L ⁻¹	8	1



Şekil 3.13 Ambarlı İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisi ünite yerleşimi

3.3.1 Tesis Çıkış Suyu

Ambarlı İleri Biyolojik Atıksu Arıtma Tesisinin çıkış karakteristiği, 2016 yılı 1 yıllık (365) günlük tesis çıkış verilerinin ortalamaları alınarak belirlenmiştir. Aşağıdaki Çizelge 3.3’de verildiği üzere çıkış suyu içinde mikroalg üretimi için yeterli besin bulunmamaktadır. Bu nedenle çıkış suyu ana besin kaynağı olarak değil, sentrat suyunu seyreltmek amacıyla kullanılmıştır. Ayrıca kültür ortamında işletme safhasında oluşabilecek yüksek iletkenlik ve TDS (Toplam Çözünmüş Madde) değerlerinin düşürülmesi için de tesis çıkış suyu kullanılabileceği belirlenmiştir.

Çizelge 3.3 Ambarlı İBAAT çıkış suyu karakteristiği

Parametreler	Birim	Değerler
TN	mg L ⁻¹	7,26
TKN	mg L ⁻¹	1,55
NH ₄ ⁺ -N	mg L ⁻¹	0,48
NO ₃ ⁻ -N	mg L ⁻¹	5,74
PO ₄ ³⁻ - P	mg L ⁻¹	0,97
AKM	mg L ⁻¹	16,45
KOİ	mg L ⁻¹	34,69
BOİ ₅	mg L ⁻¹	6,48
pH	-	7,41
İletkenlik	µS cm ⁻¹	904,3
Alkalinite	mg CaCO ₃ L ⁻¹	203,28

3.3.2 Anaerobik Çürütme Çamuru, Susuzlaştırma Sentrat Suları

Normal işletme şartlarında çamur susuzlaştırma dekantörleri sadece çürütme tankından beslenmektedir. Ancak arıtma tesisinin işletme şartlarından kaynaklı ihtiyaçlardan dolayı bazen prosesten çekilen fazla çamur çürütme tanklarına gönderilmeden susuzlaştırma dekantörlerine gönderilmektedir. Proses havuzlarından gelen fazla çamurun susuzlaştırma ünitesinde işlendiği durumlarda; özellikle azot, fosfor ve alkalinite değerlerinde belirgin düşüşler olmaktadır. Bu nedenle sadece çamur çürütme çamuru veya çürütmeye birlikte fazla çamurun karıştırıldığı durumlardaki sentrat suları değerlendirilmeye alınarak sentrat atıksuyunun karakteristiği belirlenmiştir.

Bu kapsamda çamur susuzlaştırma dekantörü sentrat sularından farklı günlerde alınan anlık numunelerle yapılan çalışma sonuçlarına göre sentrat suyu karakteristiği belirlenmiştir. 135 numune üzerinde yapılan çalışmaya göre ortalama sentrat suyu karakteristiği Çizelge 3.4'te verilmiştir. Sentrat suyu karakteristiği çizelgesinde görüldüğü gibi AKM değerleri mikroalg kültür ortamına besleme yapmak için yüksektir. Bu nedenle sentrat numuneleri bekletilerek kaba partiküller çöktürülmüştür.

Çizelge 3.4 Ambarlı İBAAT anaerobik çamur sentrat suyu karakteristiği

Parametreler	Birim	Değerler
NH ₄ ⁺ -N	mg L ⁻¹	531,3
NO ₃ ⁻ -N	mg L ⁻¹	2,4
PO ₄ ³⁻ - P	mg L ⁻¹	176,5
AKM	mg L ⁻¹	2743
UAKM	mg L ⁻¹	1289
KOİ (Süzülmüş)	mg L ⁻¹	334
pH	-	7,48
İletkenlik	µS cm ⁻¹	6001
Alkalinite	mg CaCO ₃ L ⁻¹	2029
Çözünmüş Oksijen	mg L ⁻¹	2,21

Sentrat suyundaki kolloidal AKM'nin mikroalg kültür ortamında ışık geçirgenliğini engelleyecek olması nedeniyle besin kaynağı olarak kullanmadan önce ön filtrasyon işleminden geçirilmesi gerekmektedir. Bu nedenle 90 günlük deney sürecinde kullanılan tesis çıkış suyu ve sentrat suyu ilk 30 gününde 5 mikron ve 1 mikron kartuş filtreden geçirildikten sonra kullanılmıştır. Deneyin devam eden 60 günlük sürecinde filtre işlemi uygulanmamıştır. Bunun nedeni, günlük olarak yapılan çöktürme işlemi sayesinde kültür ortamındaki mikroalgden büyük partiküller ve floklar çökeltilerek ayrıştırılmasıdır.

3.4 Kullanılan Mikroalg Türü - *Chlorella vulgaris*

Chlorella vulgaris laboratuvar ortamında izole edilerek yetiştirilen ilk mikroalg türüdür. Chlorophyta ailesine aittir. Klorofil-a, -b ve birçok karotenoidleri stres şartlarında kloroplastın dışında sentezleyerek depolayabilme özelliğine sahiptir. Azot yetersizliğinde kütlesinin %50'si kadar nötr yağ depolayabilmesi *Chlorella vulgaris*'i alternatif yakıt seçenekleri arasında öne çıkarmaktadır. *Chlorella vulgaris* uzak doğuda eski zamanlardan beri alternatif ilaç olarak kullanılmakta ve doğu ülkelerinde geleneksel yiyecek olarak bilinmektedir. *Chlorella vulgaris*'in ticari üretimi 1960'larda Japonya'da başlamıştır. Günümüzde sağlık sektöründe kullanılmak üzere Almanya, Çin, Japonya, Avrupa ve Amerika Birleşik Devletlerinde üretilmektedir. 1990'ların rakamlarına göre senelik üretimi 2000 ton yıl⁻¹'dir. *Chlorella vulgaris* karatoin, vitamin ve mineraller gibi birçok besinin kaynağı olarak üretilmektedir. Çoğunlukla sağlık takviye besini, hayvan yemi ve su ürünleri yetiştiriciliğinde kullanılmaktadır [25, 64].

3.4.1 Morfolojisi

Chlorella sp. ilk defa Beijerinck tarafından 1890 yılında *Chlorella vulgaris* türünün izolasyonu ile bulunmuştur. Çok sayıda *Chlorella sp.* türünün izolasyonu yapılarak karakteristiği belirlenmiştir. *Chlorella vulgaris* hücreleri genellikle küresel veya elips şeklinde olup, 2 - 10 µm aralığında boyutları vardır. Çok farklı ortamlarda yaşayabilme özelliğine sahiptir. Tatlısu, tuzlu su ve toprakta serbest halde veya simbiyotik olarak yaşayabilirler. *Chlorella vulgaris* türü asexual otosporlar olarak üreyebilmektedir. Literatürde 100'den fazla *Chlorella sp.* türü tanımlanmıştır [25, 65].

3.4.2 Besin İhtiyacı ve Büyüme Fizyolojisi

Chlorella vulgaris, genelde diğer türlerde de görüldüğü gibi nispeten düşük ışık yoğunluğunda etkili fotosentez yapma özelliğine sahiptir. Işık yoğunluğu 80 - 400 µM m⁻² s⁻¹ olduğu şartlarda fotosentez verimi doygunluk seviyesine ulaşmaktadır. Işık yoğunluğunun arttığı durumlarda fotoinhibisyon oluşabilmektedir. Işık yoğunluğunun artmasının yanında düşük sıcaklık ve besin eksikliğinin olduğu şartlarda mikroalgin fotosentez özelliği kalıcı olarak zarar görebilmektedir [25, 62].

Karbon, *Chlorella vulgaris* hücresinin %50 kuru ağırlığını oluşturması nedeniyle en önemli elementtir. Karbondioksit *Chlorella vulgaris* fotosentezinde kullanılan birincil karbon kaynağıdır. *Chlorella vulgaris* öncelikli olarak karbondioksitin ayrışmamış formu olan CO_{2(gaz)} ve H₂CO_{3(siv)} hallerini kullanmaktadır. İhtiyaç olduğunda HCO₃⁻ bikarbonat da kullanabilirler. Atmosferdeki CO₂ oranı % 0,039 olması nedeniyle *Chlorella vulgaris* kültürünün hızlı büyümesi için yeterli değildir. İyi bir gelişme sağlamak için havadaki CO₂ oranı %1 - 5 aralığına yükseltilerek kullanılmalıdır. CO₂'in fazla verilmesi pH değerinin kültür ortamında düşmesine neden olur. Bu durum büyümeyi olumsuz etkileyebilmektedir.

Azot, *Chlorella vulgaris* hücresinin %6 - 10 kuru ağırlığını oluşturması nedeniyle ikincil öncelikli elementtir. *Chlorella vulgaris* amonyum, nitrat, üre ve glisin (basit yapıli aminoasit [66]) gibi farklı formlardaki azotu kullanabilmektedir. Nitrat veya üre hücre yapısında amonyuma çevrildikten sonra kullanılmaktadır.

Fosfor, *Chlorella vulgaris* hücresinde bulunan üçüncü önemli elementtir. Fosfor genellikle fosfat (PO₄³⁻) olarak H₂PO₄¹⁻ veya HPO₄²⁻ formlarında kullanılmaktadır. Ayrıca

S, K, Ca, Mg, Fe, Cu, Zn, Mn, Mo gibi diğ er inorganik elementlerde uzun vadede *Chlorella vulgaris* h ucresinin sağlıklı büyümesi için gereklidir [25, 67].

3.4.3 *Chlorella vulgaris*'in Biyokimyasal Bile imini Etkileyen  artlar

Chlorella sp. mikroalglerinin biyokimyasal yapısı türden t re değişiklik gösterebilmektedir. *Chlorella vulgaris* optimum büyüme ve besin şartlarında yeti tirildiğinde biyokütlesinin %10 - 15 karbonhidrat, %12 - 15 yağdan oluşmaktadır. Kültür ortamındaki değişiklikler *Chlorella vulgaris*'in biyokimyasal yapısını doğrudan etkilemektedir. Besin ortamında azot doğgunluğu biyokütle üremesini ve protein üretimini olumlu etkilerken, azot azlığında üreme yava lamakta ve biyokütlenin protein içeriği azalırken nişasta ve yağ depo miktarı artmaktadır. *C. emersonii* ile yapılan çalışmalarda azotun sınırlayıcı besin olduğu şartlarda yağ oranının %29'dan %63'e kadar yükseldiği tespit edilmiştir [25, 65, 67].

3.4.4 Potansiyel  r n ve Uygulamalar

Chlorella vulgaris'in yapısındaki yüksek protein miktarı, yağ asitleri, elyaf, karotenoid, vitamin, mineral ve diğ er biyoaktif bileşiklerinin bulunması nedeniyle yaygın olarak insan gıdası ve hayvan yemi katkı maddesi olarak kullanılmaktadır. *Chlorella vulgaris*'in azot eksikliğinde sergiledikleri yağ depolama özellikleri nedeniyle alternatif biyoyakıt olarak kullanılma potansiyelleri vardır. *Chlorella vulgaris*'in yüksek karbondioksit konsantrasyonuna karşı toleranslı olan türlerinin baca gazı arıtımında kullanılma potansiyeli vardır. Baca içeriğinde bulunan %7 - 15 CO₂'in arıtılması literatürde yapılan çalışmalarla ortaya konulmuştur [25]. Mikroalglerin atıksu arıtımında kullanılması bilinen bir yöntemdir. Özellikle azot, fosfor ve ağır metal arıtımı kullanılabileceği bilinmektedir [25, 65, 67].

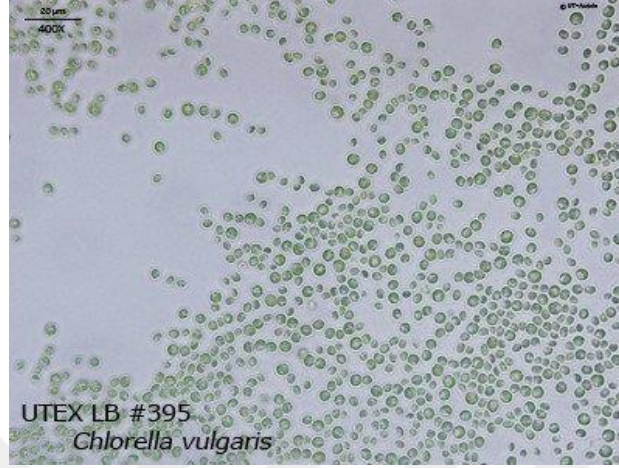
3.4.5 *Chlorella vulgaris* A ı Kültürü

Yapılan  alı mada *Chlorella vulgaris* ( ekil 3.14) türü kullanılmıştır. A ı kültürü " stanbul Mikroyosun Biyoteknolojileri Araştırma ve Geliştirme Birimi ( MB YOTAB) aracılığıyla sağlanmıştır. Reaktöre 1 L a ı kültürü konularak çalışmalar ba latılmı tır. Mikroalg saf kültürü Bold 3N besi ortamında, 20 1 C sıcaklık şartlarında, florasan lamba altında (3200 lux) ve 12:12 saat aydınlık ve karanlık döngüde yeti tirilmi tir.

Aşı Kültürünün Özellikleri

Klorofil-*a* : 1740 µg L⁻¹

AKM : 36 mg L⁻¹



Şekil 3.14 *Chlorella vulgaris* (UTEX 395) - Kültür arşivinden fotoğraf [68]

3.4.6 Ortamda beliren ikincil mikroalg türü: *Scenedesmus obliquus*

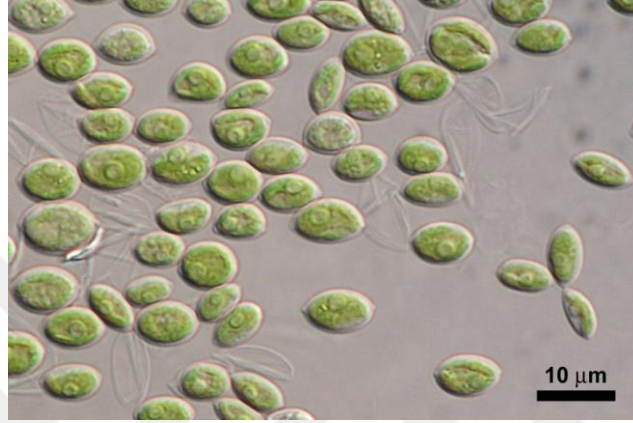
Deney süresince yapılan mikroskopik incelemeler sonucunda aşı kültürü *Chlorella* sp.'nin dışında *Scenedesmus* sp. ve *Monoraphidium* sp. mikroalg cinslerinde ortamda belirdiği gözlemlenmiştir. Özellikle *Scenedesmus* sp. cinsine bağlı *Scenedesmus obliquus* türü Faz 2'den sonra *Chlorella vulgaris* kadar baskın olmuştur. Faz 2 ve Faz 3'te etkin olarak ortamda bulunan *Scenedesmus obliquus* (Şekil 3.15) tatlı su mikroalgidir. *Chlorella vulgaris*'in besi ortamlarında rahatlıkla büyüebilir. Yüksek tuzluluğa olan toleransı çok düşüktür. Optimum bir büyüme için gerekli ortam şartları aşağıdaki Çizelge 3.5'te verilmiştir. *Scenedesmus obliquus* anaerobik koşullar altında, karanlıkta CO₂ sabitleme işleminde H₂'yi elektron verici olarak kullanabilirken ışıklı ortamda H₂'yi sentezleyebilir. Algal hidrojenaz prosesiyle H₂ üretimi ancak fotosentez sonucu üretilen oksijenin ortamdan uzaklaştırılması veya tutulmasıyla gerçekleştirilebilir [69, 70]. Tipik kimyasal kompozisyonunda yüzde protein, karbonhidrat ve yağ oranı sırasıyla %50–60, %10–17 ve %12–14 aralığındadır [71]. *Scenedesmus obliquus* yağ biriktirme oranı ortam şartlarına bağlı olarak %35–55 aralığında gerçekleşebilir [72].

Çizelge 3.5 *Scenedesmus obliquus* optimum büyüme koşulları

Parametreler	Literatür	Referanslar
pH, optimum	6 - 8*	[70]
Sıcaklık, optimum [°C]	31 - 32**	[70]
Tuzluluk, optimum [‰]	0 - 10	[70]

*Azot kaynağına göre optimum pH değişebilmektedir.

** Büyüme hızı 10°C'den optimum sıcaklığa kadar artar.



Şekil 3.15 *Scenedesmus obliquus*, [73]

3.5 Yapılan Analizler

Deneylerde kullanılan ekipmanların marka/model ve kullanılan deney metot bilgileri Çizelge 3.6'da özet olarak belirtilmiştir.

Çizelge 3.6 Analizlerde kullanılan ekipmanlar ve deney metotları

Parametre	Ekipman		Deney Metodu
	Marka	Model	
Amonyak azotu	Xylem - WTW	InoLab pH/ION 7320	SM 4500-NH ₃ D
Nitrat azotu	Hach-Lange	DR 3900	ISO 7890-1-2-1986
Ortofosfat	PerkinElmer	Lambda 25	SM 4500-P B.4, SM 4500-P C
Askıda katı madde	AKM deney düzeneği	-	SM 2540 D
Kimyasal oksijen ihtiyacı	KOİ deney düzeneği	-	SM 5220 C
Klorofil- <i>a</i>	Agilent Technologies	Cary 60	ISO 10260; 1992
Alkalinite	Schott	TitroLine easy	SM 2320 B, SM 4500-H ⁺ B
Çözünmüş oksijen	Hach-Lange	HQ30D	Hach 10360
İletkenlik	Hach-Lange	HQ40D	SM 2510 B
Tuzluluk	Hach-Lange	HQ40D	SM 2520 B
Bulanıklık	Hach-Lange	2100Q	SM 2130 B
pH	Hach-Lange	HQ40D	SM 4500-H ⁺ B

3.5.1 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ - Amonyum Azotu

Amonyum azotu tayininde “Standart Metot 4500-NH₃ D Amonyak-Seçici Elektrot Metodu” kullanılmıştır. Metotta hidrofobik gaz geçirgenliği olan membran kullanılmaktadır.

Amonyak suda amonyum iyonu şeklinde çözünür. $\text{NH}_3 + \text{H}^+ \rightleftharpoons \text{NH}_4^+$, şeklinde gösterilen reaksiyon çift yönlüdür. Reaksiyonun yönü ortamın pH değerine bağlıdır. pH 7’den büyük olduğu zaman reaksiyon sol tarafa kayar ve amonyum iyonları amonyağa dönüşmeye başlar. Bu dönüşüm pH 9,5 civarında neredeyse tamamen gerçekleşmektedir. Bu dönüşümün garanti olmasını sağlamak için numune pH değeri 11’in üzerine çıkarılır. Böylece ortamda bulunan amonyum iyonlarının tamamı amonyağa dönüştürölerek seçici elektrotun okuyacağı forma getirilir.

Numune içindeki çözünmüş amonyak ($\text{NH}_{3(\text{sıvı})}$ ve NH_4^+) güçlü bir baz ile pH’nın 11’in üzerine çıkarılmasıyla $\text{NH}_{3(\text{sıvı})}$ formuna çevrilir. $\text{NH}_{3(\text{sıvı})}$ elektrot membranından difizyonla geçerek dâhili solüsyonun pH ve klorür seviyesinde değişimlere neden olur. pH elektrotu ve iyon seçici elektrot tarafından algılanan değişimler numunenin analiz sonucu olarak okunur [74].

Amonyum ölçümlerinde “WTW / inoLab pH - ION 7320” marka ve modeldeki iyon metre kullanılmıştır (şekil 3.16). Yöntemin ölçüm aralığı 0,03 - 1400 mg NH₃-N L⁻¹’dir.



şekil 3.16 Amonyum ölçümlerinde kullanılan cihaz

3.5.2 NO₃⁻-N - Nitrat Azotu

Nitrat azotu tayininde “ISO 7890-1-2-1986, Metodu” kullanılmıştır. Metodun uygulamasında Hack-Lange kitleri kullanılarak deneyler yapılmıştır. Ölçüm aralığı 0,23 - 13,5 mg L⁻¹ NO₃⁻-N olan numuneler için LCK 339 kiti, ölçüm aralığı 5 - 35 mg L⁻¹ NO₃⁻-N olan numuneler için LCK 340 kiti kullanılmıştır. Bu metodun KOİ miktarı 200 mg L⁻¹ veya daha az olan numunelerde kullanılması tavsiye edilmektedir. Ayrıca bulanık numuneler 0,45 µm filtreden geçirilmelidir.

Deneyin yapılışında LCK 339 kit kullanıldığında 1 ml, LCK 340 kit kullanıldığında 0,2 ml numune alınarak analiz yapılır. Nitrat ölçümlerinde “Hach-Lange / DR 3900” marka ve modeldeki spektrofotometre kullanılmıştır.

3.5.3 PO₄³⁻- P - Ortofosfat

Fosfor doğal sularda ve atıksularda genellikle fosfat (PO₄³⁻) şeklinde bulunur. Bunlar ortofosfatlar, kondens fosfatlar (pyro-meta- ve diğer fosfatlar) ve organik bağlı fosfatlardır.

Fosfor analizi, Sülfrik Asit-Nitrik Asit Parçalama İşlemi (S.M. 4500-P.B.4) ve Vanadomolybdophosphoric Asit Kolorimetrik Yöntemleri (S.M. 4500-P.C) sırasıyla uygulanarak yapılır. Bu işlemler fosfor analizinin iki temel basamağını oluşturur;

1. Fosforun, analizi yapılacak olan çözünmüş ortofosfat türüne dönüştürülmesi
2. Çözünmüş ortofosfatın kolorimetrik yöntem ile belirlenmesi.

Toplam fosfor değerinin tespiti için deneyin iki aşaması sırayla uygulanır. Ortofosfat değeri için doğrudan deneyin ikinci basamağı uygulanır.

Fosfor analizinde “PerkinElmer / Lambda 25” marka ve modeldeki spektrofotometre (Şekil 3.17) kullanılmıştır.

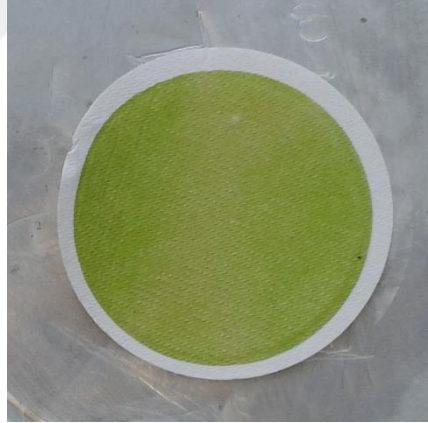


Şekil 3.17 Toplam fosfor analizi

3.5.4 AKM - Askıda Katı Madde

Askıda katı madde yöntemiyle evsel, endüstriyel ve su ortamlarındaki askıda katı madde analizleri yapılmaktadır. Reaktör işletmesi safhasında kültür ortamındaki biyokütlenin takibi yapılmıştır.

Askıda katı madde analizinde “Standart Metot 2540 D” gravimetrik yöntemi kullanılmıştır. Önceden sabit tartıma getirilmiş filtre kâğıdı (Şekil 3.18), filtrasyon düzeneğine yerleştirilir. Filtre kâğıdı saf su ile ıslatılır. Vakum uygulanır. Numune, manyetik karıştırıcıda karıştırılır ve numune alımı karıştırma esnasında kabın orta kısmından pipetlenerek yapılır. Filtrasyon işleminden sonra, 3 dakika daha vakum uygulanır. Süzme süresi 10 dakikayı geçtiği takdirde numune hacmi azaltılır. Askıda madde az ise, maksimum 1 L' ye kadar yüksek hacimlerde çalışılır. Filtre kâğıdı, dikkatlice alüminyum petri veya saat camı üzerine alınır. En az 1 saat etüvde kurutulan filtre edilmiş numune, desikatörde bekletilip sabit tartıma gelince 2. tartım yapılır. Hesaplama yapılarak numunedeki Askıda Katı Madde miktarı tayin edilir.



Şekil 3.18 AKM analizi - filtre kâğıdı

3.5.5 KOİ - Kimyasal Oksijen İhtiyacı

Kimyasal oksijen ihtiyacı deneyi evsel ve endüstriyel atıksulardaki organik madde miktarını tayin etmek amacıyla uygulanmaktadır. Yöntemde “Standart Metot 5220 C - Kapalı Refluks Metodu” kullanılarak uygulanmaktadır.

Kimyasal oksijen ihtiyacı deneyinde; organik maddelerin çoğu türü, kromik ve sülfirik asit karışımıyla kaynatılarak okside olur. Numune potasyum dikromat ile kuvvetli asit içinde parçalanır. Tüketilen potasyum dikromat miktarını belirlemek ve oksitlenebilen

maddeleri oksijen eşdeğerinde hesaplamak için, parçalama sonunda harcanmadan geriye kalan potasyum dikromat demir amonyum sülfat ile titre edilir.

3.5.6 Klorofil-*a* Ölçümü ve Optik Yoğunluk

Klorofil-*a* ölçümü ISO 10260; 1992 metoduna göre uygulanmıştır. Numuneler cam mikrofiber filtre kâğıdından süzülür ve algler filtre kâğıdına tutulur. Klorofil-*a* değerinin tespiti, alglerin belirli bir yüzdesini oluşturan klorofil-*a*'nın, organik çözücü ile ekstraksiyonu sonucu elde edilerek rengin absorbansının spektrofotometrede okunması esasına dayanır.

Optik yoğunluk takibi spektrofotometrede 680 nm dalga boyu ayarlanarak bakılmıştır. OD₇₃₀ değerine biyokütle takibi için bakılmıştır [14].

3.5.7 Alkalinite

Alkalinite bir suyun asit nötrale kapasitesidir. Alkalinite tüm titre edilebilir bazların toplamıdır. Numunede bulunan hidroksil iyonları, standart asitlerin ilavesi ile çözünebilir maddelerin hidrolizi ve ayrılmasının sonucunda reaksiyona girerler. Bu nedenle alkalinite pH dönüm noktasına bağlıdır. Numune oda sıcaklığında pH metre ile veya indikatör kullanılarak titre edilir.

Alkalinite ölçümü Standart metodun 2320 B ve 4500-H⁺ B metotlarına göre uygulanmıştır. Alkalinite analizinde “Schott / TitroLine easy” marka ve modeldeki titrasyon cihazı kullanılmıştır (Şekil 3.19).



Şekil 3.19 Alkalinite titrasyon düzeneği

3.5.8 Çözünmüş Oksijen

Sudaki çözünmüş oksijeni saptamak için Hach Metot 10360 (Luminescent Measurement of Dissolved Oxygen in Water and Wastewater and for Use in Determination of BOD₅ and CBOD₅ Revision 1.2 October 2011) LDO sensörüyle optik oksijen ölçümü yöntemi kullanılmıştır. Su ve sensör yüzeyinde lüminesans bazlı reaksiyonda yayılan ışık emisyonunun karakteristiği ölçülür.

LDO, Lüminesan Çözünmüş Oksijen (Luminescent Dissolved Oxygen) anlamına gelir. O₂ miktarı, mavi ışıkla uyarılan, oksijene karşı duyarlı bir tabaka kullanılarak belirlenir. Bu tabaka, lüminesans adıyla bilinen bir etkiyle kırmızı ışığı geri yayar. Uyarma ile kırmızı ışık yayılımı arasındaki süre, numunenin oksijen konsantrasyonuna göre belirlenir [75]. Oksijen ölçümleri “Hach-Lange”nin HQ30D model cihazıyla yapılmıştır (Şekil 3.20).



Şekil 3.20 Oksijen ölçüm cihazı

3.5.9 İletkenlik & Tuzluluk

İletkenlik ölçümü Standart Metotlar 2510 B metoduna göre gerçekleştirilmiştir [74]. İletkenlik sulu çözeltilerde taşınan elektrik akımı kapasitesinin bir ölçümüdür. Bu kapasite sulu çözeltilerde var olan iyonların belli bir sıcaklıkta toplam konsantrasyon, taşınabilirlik ve değerliklerine bağlıdır. Çoğu inorganik bileşiklerin sulu çözeltileri kısmen iyi iletkenlerdir. Buna karşılık sulu çözeltilerde çözünmeyen organik bileşiklerin molekülleri çok zayıf da olsa bir akım iletirler.

Tuzluluk ölçümü Standart Metotlar 2520 B metoduna göre uygulanmıştır [74]. Yüksek hassasiyet ve kolay ölçülebilir olması sebebiyle tuzluluğu belirlemede iletkenlik metodu yaygın olarak kullanılır. Kullanılan cihazın marka model bilgisi Çizelge 3.6'da verilmiştir.

3.5.10 pH ve Sıcaklık

pH, alkalinite, karbondioksit ölçümleri ve asit-baz dengelerinde kullanılan bir parametredir. Belirli bir sıcaklıkta, çözeltinin asidik veya bazik karakterinin şiddeti, pH veya hidrojen aktivitesi olarak belirlenir. Genellikle mol/L birimiyle ifade edilen tampon kapasitesi, 1 L numunenin pH'ını 1 birim değiştirmek için gerekli olan güçlü asit veya baz miktarı olarak tanımlanır. Asiditenin şiddet faktörü, “ $-\log [H^+]$ ” ifadesidir.

Elektrometrik pH değerinin temel ölçüm prensibi, standart ve referans elektrotlar aracılığıyla potansiyometrik ölçüm yapılarak hidrojen iyonlarının aktivitesinin belirlenmesine dayanmaktadır. Cam elektrotta meydana gelen elektromotor kuvvet (emk) pH değeri ile doğrusal olarak değişir. Bu doğrusal ilişki, değişik tampon çözeltilerin oluşturduğu emk değerlerine karşılık pH değerlerinin grafiği çizilerek belirlenir. Numunenin pH'ı ekstrapolasyonla belirlenir.

Sıcaklık okumaları alkalinitenin çeşitli formlarının hesaplanmasında, tuzluluğun hesaplanmasında, kalsiyum karbonatla ilgili doygunluk ve stabilizasyon çalışmalarında, renk testlerinin bazılarında ve genel laboratuvar analizlerinde kullanılır. Kullanılan cihazın marka model bilgisi Çizelge 3.6'da verilmiştir.

BULGULAR VE TARTIŞMA

Mikroalgler; kimyasal, gübre ve biyodizel gibi birçok ürünün hammaddesi olarak kullanılabilir. Alg biyokütlesinin atıksu kullanılarak ekonomik olarak üretilmesi algal ürünlerin yaygınlaşması için önemlidir. Bu amaçla yapılan optimizasyon ve karakterizasyon çalışmalarıyla literatürde mikroalglerin uygun üreme ortamlarıyla ilgili önemli miktarda bilgi birikimi oluşmuştur. Ancak kültür ortamında optimum koşullar sağlanarak, uzun süreli, gerçek atıksuyla alg biyokütle üretimiyle ilgili fazla bilgi bulunmamaktadır.

Bu tez çalışmasında atıksu arıtma tesisiyle entegre mikroalg biyokütlesi üretimi hedeflenmiştir. Reaktör işletmesi safhasında karşılaşılan problemler ve sonuçlar ortaya konularak atıksuyla algal biyokütle üretimi için uygulama verileri oluşturulmuştur. Kısa süreli işletme denemeleri yapılarak materyal metot bölümünde detayları belirtilen reaktör tasarımı oluşturulmuştur. Geliştirilen reaktör kullanılarak 90 gün süreli uzun işletme periyodu uygulanarak atıksuda mikroalg biyokütlesi üretilmiş ve %99 azot giderimi sağlanmıştır. Bu çalışma genel olarak ön hazırlık çalışmaları, reaktör tasarımı ve 90 günlük işletme periyodundan oluşmuştur.

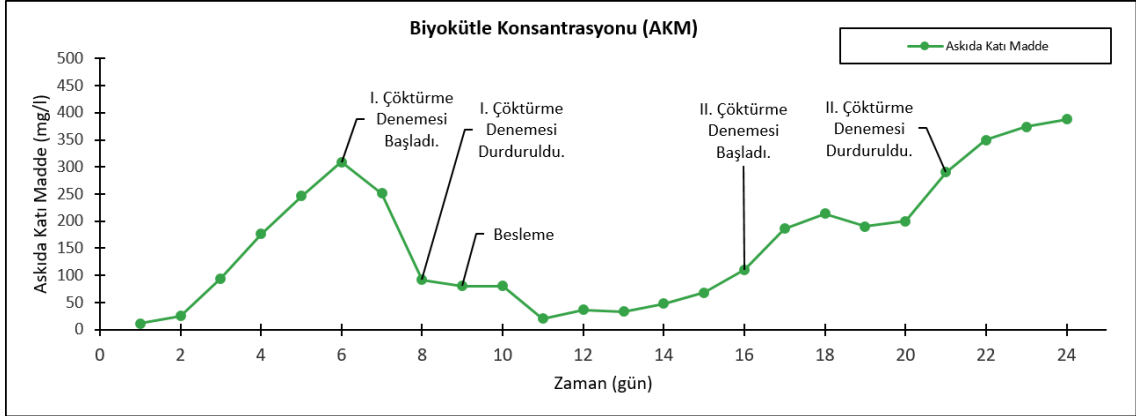
4.1 Deneme İşletme Periyodları

4.1.1 Deneme İşletme Periyodu – 23 Gün

Reaktörün işletmesi safhasında karşılaşılabilecek temel problemlerin tespiti için 23 günlük kısa süreli işletme periyodu gerçekleştirilmiştir. Sisteme besleme suyunun eklenmesi, hasatlama sistemi, analiz takibi, aşı kültürünün adaptasyonu, kontaminasyon oluşumu gibi süreçler değerlendirilmiştir.

4.1.1.1 Devridaimli Çöktürme Sistemi

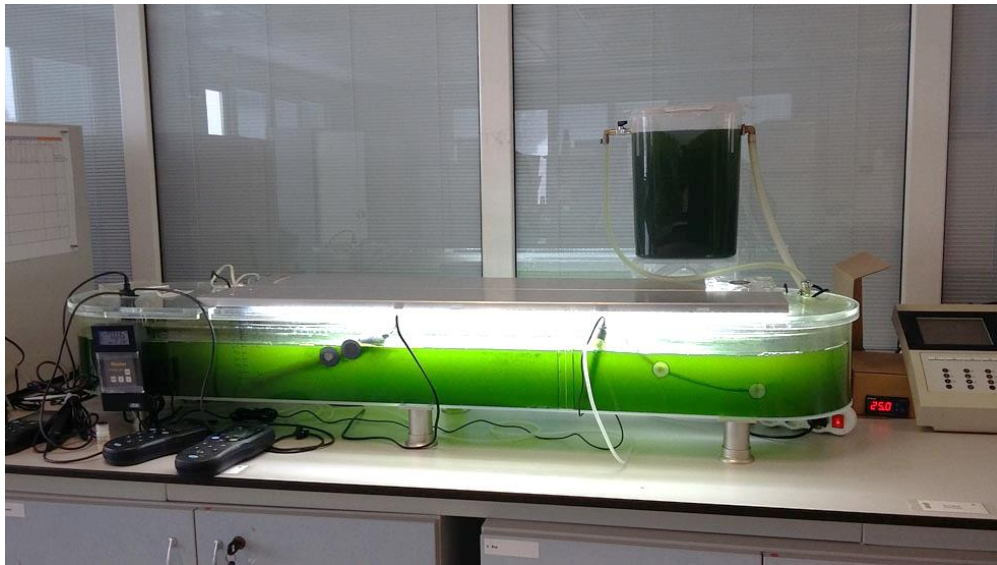
Deneme işletmesi süresince iki farklı çöktürme denemesi yapılmıştır. Çöktürme tankı beslemesi reaktörün içinde bulunan bir pompa yardımıyla yapılmıştır. Tank girişinde bulunan küresel vanayla besleme hacmi ayarlanmıştır. Çöktürme tankı çıkışı cazibeyle sağlanmıştır. Çöktürme sonucu biyokütle konsantrasyonundaki değişim Şekil 4.1’de görülmektedir. Yapılan iki çöktürme denemesiyle ilgili bilgiler aşağıda verilmiştir.



Şekil 4.1 Mikroalg biyokütle değişimi

Birinci çöktürme denemesi:

Şekil 4.2’de gösterildiği gibi çöktürme tank tabanı düz olan 10 L hacimde, besleme hızı 500 mL dk⁻¹ ve bekletme süresi 20 dakika olacak şekilde çöktürme denemesi yapılmıştır.

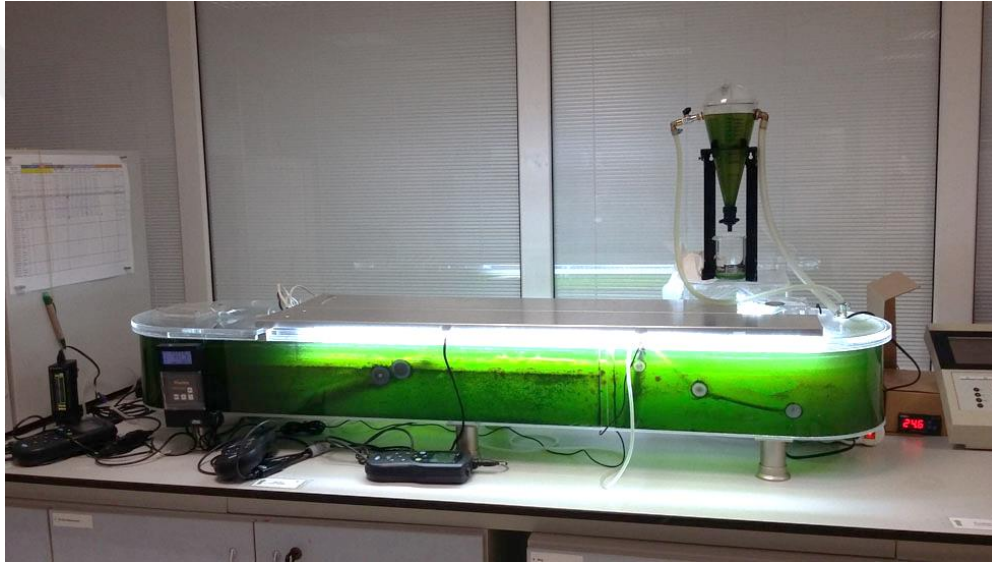


Şekil 4.2 Birinci çöktürme denemesi

Birinci çöktürme denemesi öncesinde reaktörün iç yüzeylerine yapışmış veya çökelmiş mikroalg öbeğine rastlanmaması biyokütlenin henüz kendiliğinden çökelmeye başlamadığını göstermektedir. Çöktürme tankıyla yapılan denemede 2 günlük (6. ile 8. gün aralığı) uygulama sonucunda %70 giderim verimiyle biyokütle konsantrasyonu 309 mg L^{-1} 'den 92 mg L^{-1} 'ye düşmüştür.

İkinci çöktürme denemesi:

Şekil 4.3'de gösterildiği gibi çöktürme tank tabanı konik olan 500 mL hacimde, besleme hızı 250 mL dk^{-1} ve bekletme süresi 2 dakika olacak şekilde çöktürme denemesi yapılmıştır.



Şekil 4.3 İkinci çöktürme denemesi

İkinci çöktürme periyodu 16 - 21. gün (5 gün) aralığında gerçekleştirilmiştir. İkinci çöktürme denemesi öncesinde deney reaktörün iç yüzeylerinde çökelmelerin olduğu gözlemlenmiştir. Çökeltme tankının bekletme süresinin az olması nedeniyle biyokütlenin çökme eğiliminde olmasına rağmen etkin bir biyokütle giderimi sağlanamamıştır. Çöktürmenin konik yapısında biyokütle birikimi olmasına rağmen deney reaktöründe biyokütle artışı devam etmiştir. Çöktürme tankının tasarımında tabanının konik yapıda olması dip çökeleğin alınmasında büyük kolaylık sağlamıştır.

Yapılan çöktürme deneylerinde tespit edilen özellikler göz önünde bulundurularak yeni bir çökeltme tankı hazırlanmıştır.

Devridaimli Çöktürme sistemi

Devridaimli Çöktürme sistemi (Şekil 4.4); çöktürme tankı, T-şekilli besleme kafası, bir dalgıç pompa (AT-402, Atman, CN) ve bir akış hızını kontrol eden küresel vanadan (1.8", Aignep, IT) oluşmaktadır. Çöktürme besleme pompası zaman ayarlı (Emt707pa, Gao, CN) olarak günlük belli aralıklarda çalıştırılmıştır. Devridaimli Çöktürme tankı pleksi malzeme kullanılarak 11 L aktif hacim olacak şekilde tasarlanmıştır. Konik çöktürmenin üst çapı 19 cm ve yüksekliği 80 cm'dir. Reaktördeki alg kültürü dalgıç pompa yardımıyla 800 ml dk⁻¹ debiyle Devridaimli Çöktürme tankına basılmıştır. Hidrolik bekletme süresi yaklaşık olarak 14 dakikadır. Böylece kültür ortamında bulunana alg, biyofilm ve diğer oluşabilecek canlılar çöktürülerek kültür ortamından uzaklaştırılmıştır. Çöktürmeye gelen alg kültürü çöktürmeden geçtikten sonra kendi cazibesiyle reaktöre geri döndürülmüştür. T-şekilli besleme kafası kullanılarak çöktürme tankına giriş yapan alg kültürünün kısa devre yaparak çıkış noktasına yönelmesi engellenmiş ve kültürün çöktürmenin yanal yüzeyine doğru yönlendirilmesi sağlanmıştır. Devridaimli Çöktürme işlemi sonucunda reaktördeki alg biyokütlesi, diğer organizma ve flokların çöktürmenin konik yapılı tabanında birikmesi sağlanmıştır.



Şekil 4.4 Devridaimli Çöktürme sistemi

4.1.1.2 Farklı Besleme Suyunun Etkisi

Deney düzeneği, Ambarlı İBAAT'nden alınan tesis çıkış suyu ve sentrat atıksuları kullanılarak devreye alınmıştır. Deneyin ilerleyen günlerinde azalan besi ortamını tamamlamak amacıyla Ataköy Atıksu Arıtma Tesisi dekantörü sentrat atıksuyu kullanılarak besleme yapılmıştır. Aşağıdaki Çizelge 4.1'de tekil numune alınarak yapılan analizlerin sonuçları verilmiştir.

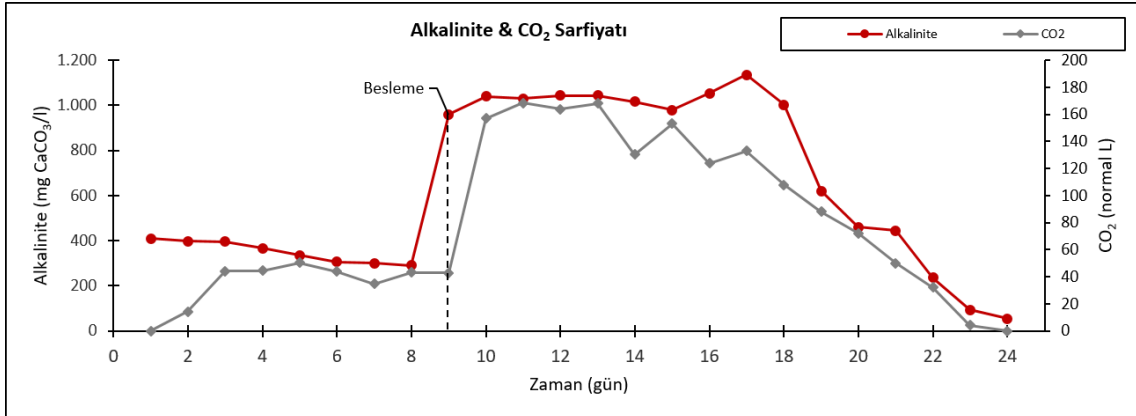
Çizelge 4.1 Ambarlı ve Ataköy İBAAT çamur susuzlaştırma sentrat suyu

Parametreler	Birim	Ambarlı Değerleri (Ortalama)	Ataköy Değerleri (tekil)
NH ₄ ⁺ -N	mg L ⁻¹	531,3	1044
NO ₃ ⁻ -N	mg L ⁻¹	2,4	4,4
PO ₄ ³⁻ - P	mg L ⁻¹	176,5	121,7
AKM	mg L ⁻¹	2743	424
KOİ (Süzülmüş)	mg L ⁻¹	334	394
pH	-	7,41	7,62
İletkenlik	µS cm ⁻¹	904,3	8710
Alkalinite	mg CaCO ₃ L ⁻¹	203,28	3861
Çözünmüş Oksijen	mg L ⁻¹	1,2	5,5

Deneme işletme sürecinin başlangıcında Ambarlı Atıksu Arıtma Tesisi atıksuları kullanıldığında 2 günlük adaptasyon aşamasından sonra mikroalg biyokütlesi hızla artmıştır. I. çöktürme denemesi sonrasında 9. gün atıksu beslemesi Ataköy Atıksu Arıtma Tesisi sentrat atıksuları kullanılarak yapılmıştır. Besleme sonrasında kültür ortamında 5 günlük (9. - 14. gün arası) bir adaptasyon süreci gözlemlenmiştir. İlerleyen süreçte mikroalg biyokütle üremesi normale dönmüştür.

Ayrıca Şekil 4.5'de de görülebileceği gibi Ataköy İBAAT sentrat suyunun alkalinite miktarı fazla olduğu için karbondioksit sarfiyatı ortalama 4 kat artmıştır. İlerleyen süreçte reaktörde gerçekleşen nitrifikasyon sebebiyle alkalinite azalmış bununla doğru orantılı olarak karbondioksit sarfiyatı azalmıştır. Sonuç olarak işletilmekte olan mikroalg kültür sistemine farklı özelliklerde atıksu beslemesi yapıldığında, besi ortamının karakteristiği değiştiği için başlangıç aşamasında görülen adaptasyon süreci tekrarlamıştır. Atıksu karakteristiğine bağlı olarak alkalinitenin artması sonucu karbondioksit sarfiyatıda artmıştır. Ayrıca değişen iletkenlik, tuzluluk, pH gibi parametreler mikroalg kültürünün üreme veriminide etkileyebilir. Bu nedenle mikroalg

biyokütle üretiminde başlangıçta kullanılan atıksuyun değiştirilmemesi işletme verimliliği yönünden önemlidir.



Şekil 4.5 Alkalinite değişimi ve karbondioksit sarfiyatı

4.1.1.3 Besleme Zamanı

Sistemdeki nütrient konsantrasyonunun azalması durumunda atıksu beslemesi günlük analizlerden sonra yapılmalıdır. Sisteme beslenen atıksuyundaki organik azot ve polifosfatın tam olarak hidrolize olabilmesi için bir süre beklenmesi gerekmektedir. Bu nedenle eklenen atıksuyun nütrient konsantrasyonuna etkisi bir sonraki gün yapılan analizde daha doğru olarak görülebilir.

Sentrat suyuyla yapılan çalışmada ortofosfat konsantrasyonun 24 saat beklendikten sonra 34,2 mg L⁻¹'den 39,4 mg L⁻¹'ye, amonyum konsantrasyonunun 247,7 mg L⁻¹ değerinden 265,3 mg L⁻¹'ye yükseldiği görülmüştür.

4.1.1.4 Alg Kültürünün Floklaştırılması Denemesi

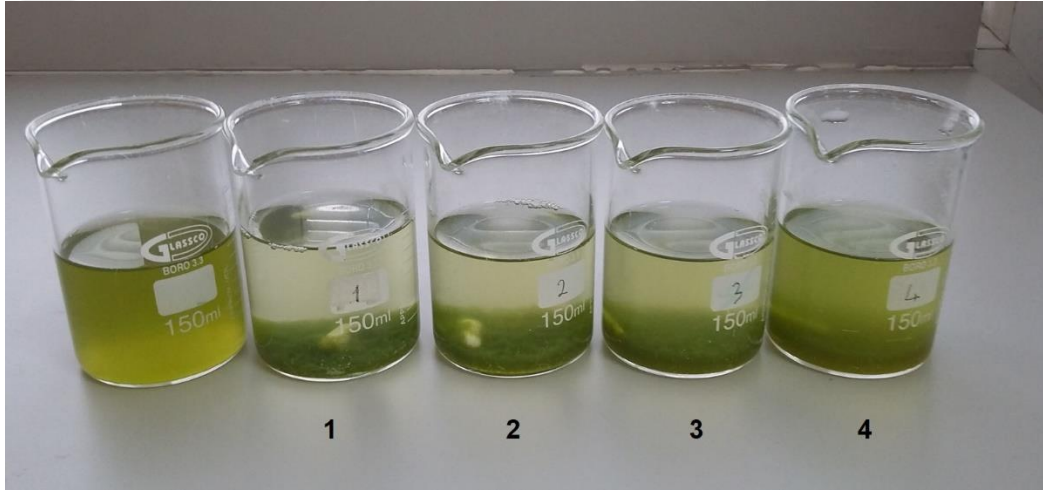
Mikroalg kültür ortamının pH değeri yükseltilerek hasatlanana biyokütle floklaştırılarak daha hızlı çökmesi sağlanabilmektedir. Literatürde yapılan çalışmalarda pH 10,5'e kadar floklaşma oluşmamaktadır. pH 11'de floklaşma verimi %75, pH 11,5 ve pH 12'de floklaşma verimi %95 olduğu tespit edilmiştir [76].

Bu bilgiler ışığında farklı normalite değerlerindeki sodyum hidroksit çözeltileri kullanılarak mikroalg kültür numunelerinin pH değeri yükseltilmiştir. Mikroalg kültürünün çökme özelliği tespit edilmiştir. Yapılan çalışmada 10 dakika bekletilen numunelerin üst fazlarındaki askıda katı madde miktarlarına bakılmıştır. Yapılan çalışmanın sonucunda kültür ortamındaki biyokütlenin pH 12,5'da floklaştırılabilirliği

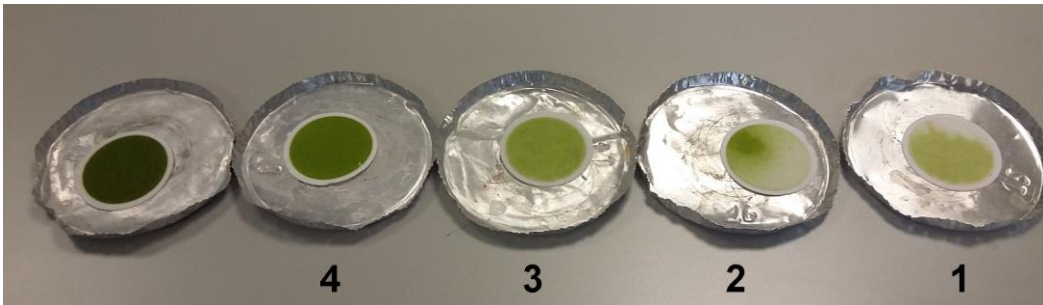
tespit edilmiştir. Çalışmayla ilgili detay bilgiler Çizelge 4.2’de verilmiştir. Ayrıca beherin dibinde oluşan floklaşma Şekil 4.6’de ve üst fazdan alınarak yapılan AKM deneyinde kullanılan filtre kâğıtlarının görüntüsü Şekil 4.7’de verilmiştir.

Çizelge 4.2 Sodyum hidroksit çözeltisiyle biyokütle floklaştırma sonuçları

Numune	pH	NaOH	Dozaj	Numune Miktarı	Üst Faz AKM	Verim
		Normalitesi				
		N	mL	mL	mg L ⁻¹	%
Deneme 1	13,03	10,0	1	100	66	66,7
Deneme 2	12,66	5,0	1	100	72	63,6
Deneme 3	12,22	2,5	1	100	98	50,5
Deneme 4	10,95	1,0	1	100	178	10,1
Ham Numune	7,32	-	-	100	198	-



Şekil 4.6 Sodyum hidroksit çözeltisiyle biyokütle floklaştırma



Şekil 4.7 Sodyum hidroksitle floklaştırma denemesi üst faz AKM filtre kâğıtları

4.1.1.5 Mikroalg ve Nitrifikasyon Bakterilerinin Reaktör İçindeki Etkileşimleri

Çalışmada kullanılan atıksulara sterilizasyon işlemi uygulanmadığı için bir süre sonra kültür ortamında nitrifikasyon bakterileri üremiştir. Ayrıca atıksuya sterilizasyon işlemi uygulansada nitrifiyerlerin aktivitesinin devam edebileceğini belirten literatür çalışmaları da mevcuttur. Rasoul-Amini ve ark. [13] tarafından yapılan çalışmada, kullanılan atıksu sterilize edilmesine rağmen nitrifikasyon bakterilerinin aktif olduğu ve nitrat değerinin $190,7 \text{ mg L}^{-1}$ 'den $195,64 \text{ mg L}^{-1}$ 'ye yükseldiği tespit edilmiştir.

Kültür ortamında sağlanan 7,0 - 7,5 pH aralığı, 23,5 - 25,5°C sıcaklık ve yüksek amonyum konsantrasyonu gibi ortam şartları *Chlorella vulgaris* ve nitrifikasyon bakterileri için uygun büyüme ortamlarıdır. Optimum pH şartları *Chlorella vulgaris* türü için 6,5 - 7,5 aralığında, sıcaklık 25°C dolaylarındadır [63]. Nitrifikasyon bakterileri için optimum pH aralığı 7,2 - 8,0 aralığında ve sıcaklık 28 - 32°C aralığındadır [77].

Ortam şartları nitrifikasyon bakterileri için tam optimum şartlar olmasa dahi çoğalmalarını engellememektedir. Mikroalglerin ve nitrifikasyon bakterilerinin gerçekleştirdiği biyoreaksiyonlar sonucunda kültür ortamının alkalinite ve pH değerleri değişim göstermektedir. Oluşan değişimlerin algal biyokütle üretimini olumsuz etkilememesi için gerçekleşen reaksiyonların tam anlaşılması gerekmektedir.

Karbondioksit gazı suda çözündüğünde veya sudan uzaklaştığında alkalinite de bir değişiklik olmaz. Fotosentez prosesinde karbondioksitin kullanılması durumunda da durum aynıdır. Ancak fotosentez prosesinde NH_4^+ , NO_3^- veya HPO_4^{2-} gibi iyonlar kullanıldığında suyun alkalitesi değişir. Genel olarak amonyumun tüketildiği durumlarda alkalinite azalırken, nitratın tüketildiği durumlarda alkalinite artmaktadır [78].

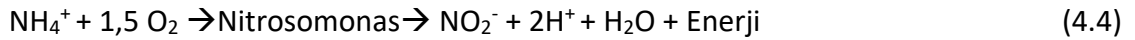
Atıksuya verilen karbondioksit çözündüğünde suyla reaksiyona girerek karbonik asite (H_2CO_3) dönüşür. Suyun pH değerine bağlı olarak karbonik asit suda ayrılarak hidrojen ve bikarbonata (HCO_3^-) ve daha sonra karbonata (CO_3^{2-}) dönüşür [77].



Atıksuda; bikarbonat, karbonat ve kalsiyum, magnezyum ve sodyum hidroksitlerinden kaynaklı alkalinite vardır [77]. Mikroalgler fotosentez reaksiyonlarında karbon kaynağı olarak karbondioksiti veya bikarbonatı kullanmaktadır. Kültür ortamında yeterli miktarda çözünmüş CO_2 yok ise mikroalgler karbon kaynağı olarak bikarbonatı kullanırlar [5].

Mikroalgler azot kaynağı olarak öncelikle olarak amonyumu, ikincil olarak nitratı kullanmaktadır. Algler azot kaynağı olarak amonyumu kullandığında pH değeri azalırken, nitrat kullanıldığında pH değeri yükselmektedir. Karbondioksitin mikroalgler tarafından özümseme reaksiyonu yoluyla tüketilmesi nedeniyle kültür ortamının pH değeri her zaman yükselme eğilimindedir [5, 79].

Amonyum iyonu nitrifikasyon bakterileri tarafından enerji elde etmek için oksitlenir veya yeni üreyen hücrelerin yapısında kullanılmak üzere özümseme (Denklem (4.4 ve 5,6)). Nitrifikasyon bakterilerinin enerji elde etmek amacıyla amonyumu oksitleme reaksiyonu aşağıdaki denklemlerdeki gibidir. Reaksiyonlarda oksijen elektron alıcı özelliği gösterirken, amonyum ve nitrit elektron verici özelliği göstermektedir [77].

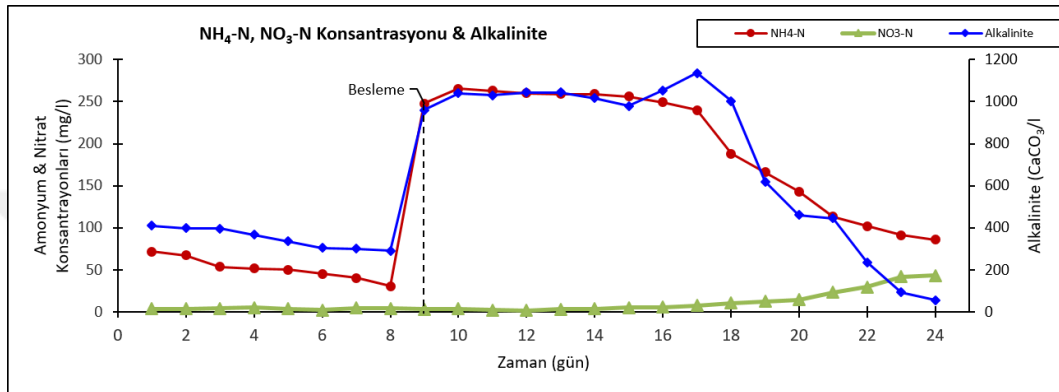


Nitrifikasyon bakterilerinin üreme reaksiyonu aşağıdaki denklemde belirtilmiştir.



Çalışmada elde edilen sonuçlar literatürde verilen bilgilerle aynı doğrultuda gerçekleşmiştir. Karbondioksitin özümseme reaksiyonu nedeniyle pH değeri deney boyunca sürekli yükselme eğiliminde olmuştur. Bu süreçte kültür ortamının pH değeri yükselmeye başladığında, pH değeri 7,00 - 7,50 arasında tutulacak şekilde ortama karbondioksit verilmiştir.

Amonyum, nitrat ve alkaliniteadaki değişim grafiği Şekil 4.8’de görüldüğü gibi verilmiştir. 23 günlük çalışmasının ilk 8 gününde alkalinite tüketimi az olmuştur. Mikroalglerin amonyum kullanarak gerçekleştirdiği fotosentez reaksiyonu alkaliniteyi azaltmıştır. Aynı doğrultuda amonyumun mikroalgler tarafından tüketilmesi sonucu pH’nın düşmesi beklenirken kültür ortamında bulunan alkalinite nedeniyle bu etki görülmemiştir. Bu nedenle karbondioksitin özümseme reaksiyonu sonucu pH’nın yükselme özelliği deney boyunca genel olarak devam etmiştir.



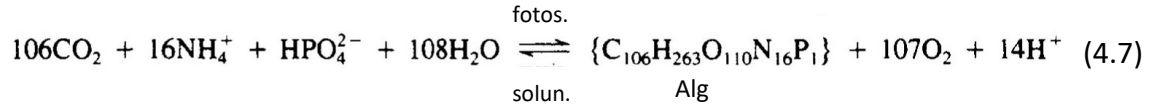
Şekil 4.8 Amonyum, nitrat konsantrasyonu ve alkalinite değişimi

Deney sürecinin ilk 15 gününde nitrifikasyon reaksiyonları gerçekleşmemiştir. Bu durumun göstergesi nitrat konsantrasyonlarında 15 gün boyunca etkili bir değişimin olmamasıdır. Ancak 15. günden itibaren nitrat konsantrasyonu artmaya başlamış aynı zamanda hızlı bir alkalinite tüketimi görülmüştür. Amonyumun mikroalg ve nitrifierler tarafından kullanılması sırasında alkalinitenin tüketilmesi beklenen bir süreçtir. Ancak nitrifikasyonun gerçekleşmeye başladığı 15. günden sonra alkalinite seviyesindeki düşüş çok hızlı olmuştur. Bu durum göstermektedir ki, nitrifierler mikroalgler göre daha fazla alkalinitenin tükenmesine neden olmaktadır.

Kültür ortamında 9 ile 14. gün arasında farklı atıksu kullanılması nedeniyle biyokütle artışında 5 günlük bir adaptasyon süreci meydana gelmiştir. Ancak adaptasyon sürecinin sonunda hızlı bir alkalinite tüketimi görülmektedir. Nitratın artışı, oksijen konsantrasyonunun düşüş eğiliminde olması ve alkalinitenin tükenme hızının artmış olması nitrifikasyon prosesinin etkin bir şekilde gerçekleştiğini göstermektedir. Nitrifikasyonla tüketilen alkalinite miktarı fotosentez reaksiyonuyla tüketilen alkalinite miktarına göre daha fazladır. Aşağıda gösterilen fotosentez ve nitrifikasyon

biyoreaksiyonlarında 16 mol NH_4^+ tüketildiğinde, fotosentezde 14 mol H^+ iyonu açığa çıkarken, nitrifikasyonda 32 mol H^+ iyonu açığa çıkmaktadır.

Fotosentez Reaksiyonu [78]

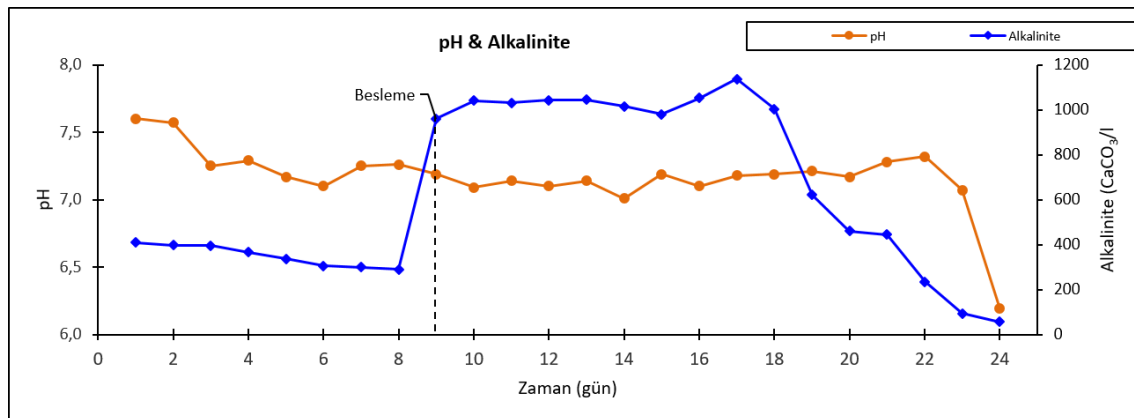


Nitrifikasyon Reaksiyonu [78]



Kültür ortamındaki alkalinite konsantrasyonunu 55 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ 'ye düşmesiyle, fotosentez ve nitrifikasyon biyoreaksiyonları sonuncu oluşan H^+ iyonları tamponlanmamıştır. Bunun sonucunda pH değerinin 7,0'in altına düştüğü görülmüştür. Otomatik karbondioksit dozaj sistemi pH'nın yükselme eğilimde olduğu durumlarda çalıştığından pH'nın 7,0'in altına düşmesiyle sisteme karbondioksit dozajlaması durmuştur.

Şekil 4.9'da görüldüğü gibi pH değerinin dengeli bir şekilde tamponlanabilmesi için minimum 235 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ alkaliniteye ihtiyaç vardır. 235 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ 'nin altındaki alkalinite değerlerinde pH düşüş eğilimindedir. Şekil 4.5'teki alkalinite karbondioksit sarfiyatı grafiği ve Şekil 4.9'daki alkalinite değişiminin pH dengesine etkisi dikkate alınarak kültür ortamında gerekli alkalinite ihtiyacı aralığı belirlenmiştir. Alkalinite konsantrasyonu 300 - 600 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ aralığında tutulduğunda dengeli karbondioksit sarfiyatı ve amonyum giderimi sağlanmıştır.



Şekil 4.9 Alkalinite - pH grafiği

4.1.1.6 Reaktöre Alkalinite Eklenmesi

Biyolojik sistemlerde alkalinite ayarlamak için kullanılabilecek kimyasallardan bazıları Çizelge 4.3’de sıralanmıştır.

Çizelge 4.3 Alkalinite eklemek için kullanılan kimyasallar [77, 80]

Kimyasalın Adı	Formül	Genel Adı	CaCO ₃ Eşdeğeri
Kalsiyum karbonat	CaCO ₃	Kalsit, kireç taşı	1,00
Kalsiyum hidroksit	Ca(OH) ₂	Kireç	1,35
Sodyum bikarbonat	NaHCO ₃	Karbonat	0,60
Sodyum karbonat	Na ₂ CO ₃	Soda külü, Trona	0,94
Sodyum hidroksit	NaOH	Kostik	1,25

Atıksuya alkalinite eklemek amacıyla kullanılacak uygun kimyasallardan biri sodyum bikarbonattır (NaHCO₃). Sodyum bikarbonat suya eklendiğinde pH’ı kayda değer miktarda değiştirmezken alkalinite konsantrasyonunu hızlı ve önemli miktarda yükseltir. Örneğin; kalsiyum hidroksit (Ca(OH)₂) atıksuya eklendiğinde pH’yı önemli oranda artırırken, alkaliniteyi hemen arttırmaz ve sodyum bikarbonat kadar alkaliniteyi yükseltmez. Ayrıca en ucuz alkalinite kimyasalı olmasına karşın uygulama aşamasında kolay çözünmemesi ve ancak karbondioksitle reaksiyona girerek bikarbonat alkalinitesi oluşturması dezavantajdır [80, 81]. Sodyum karbonat (Na₂CO₃), sodyum bikarbonattan daha ucuzdur. Ancak karbondioksitle reaksiyona girerek bikarbonat alkalinitesi oluşturur [81].

Literatürde yapılan çalışmalarda sodyum bikarbonat genellikle inorganik karbon kaynağı olarak kullanılmıştır. Yapılan çalışmalarda karbon kaynağı olarak karbondioksit kullanıldığında daha iyi algal biyokütle üremesi gerçekleşmiştir [4, 82, 83, 84]. Literatürdeki çalışmalarda görüleceği üzere yapılan deneylerin uygulanma periyodu genellikle kısa sürelidir (Çizelge 1.1). Bu çalışmalarda deney periyodlarının kısa olması nedeniyle fotosentez reaksiyonlarında tüketilen alkalinite miktarı dikkate alınmamıştır.

Mikroalgler ve nitrifikasyon bakterileri bikarbonat alkalinitesini tüketmeyi tercih ederler [5, 77, 85]. Bu nedenle 90 günlük deney süresince reaktör sistemine alkalinite eklemek amacıyla sodyum bikarbonat (NaHCO₃) kullanılmıştır.

Amonyum giderimi ve alkalinite tüketimi değerleri incelendiğinde sadece fotosentezin olduğu durumda 1 mg NH_4^+ giderimi için yaklaşık 3 mg alkalinite gerekirken fotosentez ve nitrifikasyonun beraber gerçekleştiği durumda 1 mg NH_4^+ giderimi için yaklaşık 5 mg alkalinite gerekmektedir.

Sodyum Bikarbonat (NaHCO_3)'ın Alkalinite Konsantrasyonuna Etkisi

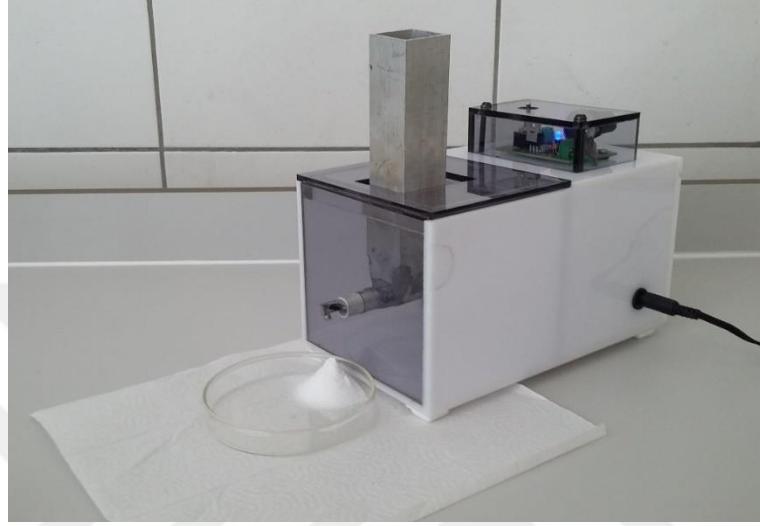
1 litre saf suda 1 g sodyum bikarbonat eklenerek karıştırılmıştır. Eklenen sodyum bikarbonat tamamen çözöldükten sonra her bir beherdeki alkalinite miktarı ölçölmöştür. şekil 4.10'da gösterilen dözeneadaki beherlerden numune alınarak alkalinite analizleri yapılmıştır. 1, 2 ve 3 nolu numunelerin sonuçları sırasıyla 592, 598 ve 586 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ alkalinitesi olarak çıkmıştır. 1 g sodyum bikarbonatın alkaliniteye etkisi ortalama 592 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ 'dir. Reaktörün aktif hacminin 60 L olduğu düşünölürse 1 g NaHCO_3 'ın alkaliniteye etkisi $9,86 \approx 10 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ 'dir.



şekil 4.10 Sodyum bikarbonatın alkaliniteye etkisi deneyi

4.1.1.7 Toz Dozajlama Cihazı

Toz haldeki sodyum bikarbonatın reaktöre yavaş yavaş dozlanması için toz dozajlama cihazı geliştirilmiştir. Öncelikle cihazın prototipi tasarlanmış, daha sonra cihazın parçaları temin edilerek toz dozajlama cihazı Şekil 4.11’de gösterildiği gibi son haline getirilmiştir.



Şekil 4.11 Toz dozajlama cihazı

4.1.1.8 Deneme Çalışmasının Değerlendirmesi

Deneme çalışması neticesinde aşağıdaki sonuçlara varılmıştır;

1. Reaktörün işletme sürecinde yapılacak olan beslemeler, günlük analiz için numune alındıktan sonra yapılmalıdır.
2. Besleme amacıyla kullanılacak atıksu farklı karakterlerde olmamalıdır.
3. 11 L kapasiteli DevredaimliÇöktürme sistemi biyokütle hasatlamak için uygundur.
4. Kültür ortamındaki mikroalg biyokütlesinin flokleştirilmesi pH 12,5’ta yapılabilir.
5. Kültür pH’sının optimum şartlarda tutulabilmesi ve amonyumun biyoreaksiyonlarda kullanabilmesi için ortamda bir miktar alkalinite bulunmalıdır. Dengeli bir algal biyokütle üretimi için kültür ortamının alkalinite konsantrasyonu 300 - 600 mg CaCO₃ L⁻¹ aralığında tutulmalıdır. Kültür ortamına alkalinite eklemek için sodyum bikarbonat (NaHCO₃) kullanılabilir.

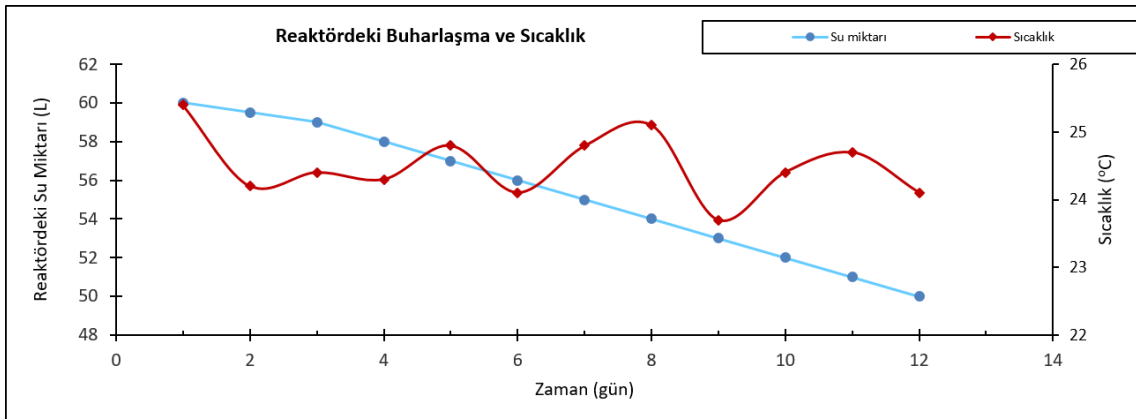
4.1.2 Deneme İşletme Periyodu – 12 Gün

Reaktörde oluşan buharlaşmadan kaynaklı su kaybını belirlemek için 12 günlük bir çalışma yapılmıştır (Şekil 4.12). Çalışma boyunca analiz için numune alınmadığından oluşan su kaybı sadece buharlaşmadan kaynaklanmıştır.



Şekil 4.12 Buharlaşma takibi çalışması

Reaktöre 60 litre musluk suyu doldurulmuştur. Reaktörün işletildiği 12 gün boyunca sıcaklığı 23,5 - 25,5°C aralığında tutulmuştur. Bu çalışmada ilk 7 gün LED aydınlatmalar kapalı geri kalan 5 günde LED aydınlatmalar açık tutulmuştur (Şekil 4.13).



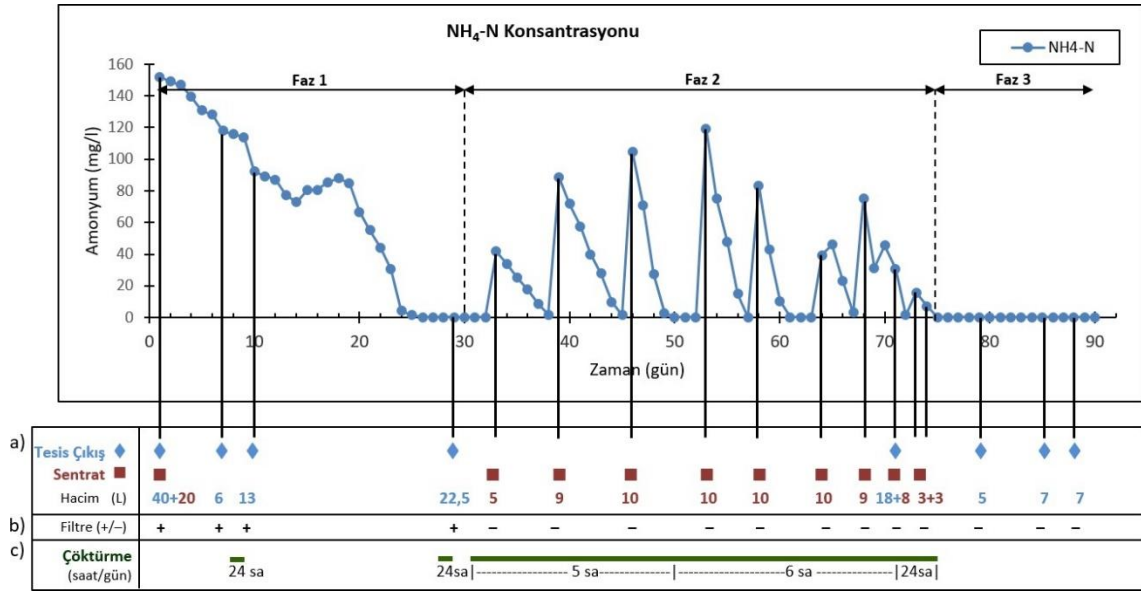
Şekil 4.13 Reaktördeki buharlaşma ve sıcaklık grafiği

Denemenin sonucunda LED aydınlatmaların açık veya kapalı olduğunda durumlarda oluşan buharlaşmanın günlük 1 litre olduğu tespit edilmiştir. Ayrıca 2 günlük ayrı bir deneme periyodu daha uygulanarak su sıcaklığı 25 - 26°C aralığında tutulmuştur. 2 günlük bu çalışmada buharlaşma miktarının günlük 1,5 litre olduğu tespit edilmiştir.

4.2 İşletme Periyodu – 90 Gün

Açık-kanallı parkur tipi (raceway) reaktör 90 gün boyunca 3 farklı fazda işletilmiştir. Faz 1 (Günler 0 - 29): Düzensiz Olarak Çöktürmeyle Hasatlama, Faz 2 (Günler 30 - 75): Düzenli Olarak Çöktürmeyle Hasatlama ve Faz 3 (Günler 76 - 90): Çöktürmesiz Hasatlama. Böylece algal biyokütle üretimi ve nütrient giderimi yapılırken önemli bir işletme süreci olan hasatlamanın yöntemi geliştirilmeye çalışılmıştır. 90 günlük reaktör işletme sürecinde Bölüm 3.3’de kullanılan atıksu ve Bölüm 3.4.5’de aşı kültürüyle ilgili verilen bilgiler doğrultusunda sistem devreye alınmıştır. Bu çalışmada kullanılan atıksu hiçbir sterilizasyon işlemine tabi tutulmadan kullanılmıştır. Böylece atıksu vasıtasıyla kültür ortamında olması beklenen mikroorganizmaların üremesine imkan sağlanarak karşılaşılabilecek problemere çözümler araştırılmıştır. Ayrıca literatürde belirtildiği gibi, ikincil arıtma ve sentrat sularının sterilize edilerek büyük ölçekli mikroalg kültür sistemlerinde kullanımı çok zordur [86]. Literatürde yapılan çalışmalarda mikroalg kültür ortamında kullanılan atıksuların otoklav veya UV-B ışınlarıyla sterilize işlemi uygulansa dahi kültür ortamında bakteriyolojik aktivitelerin devam ettiği tespit edilmiştir [8, 13].

Redfield’in mikroalgler için oluşturduğu stokiyometrik formül $C_{106}H_{181}O_{45}N_{16}P$ ’dir [87]. Mikroalg için belirtilen ortalama formüldeki temel bileşenlere bakıldığında bu deney sürecinde büyümeyi sınırlayıcı besin kaynağının azot olduğu anlaşılmaktadır. Bu nedenle kültür ortamında mikroalg biyokütle büyümesinin devamlılığının sağlanabilmesi için eklenecek atıksuyun sentrat ve/veya tesisi çıkış suyu mu olacağına ortamdaki azot miktarı göz önünde bulundurularak karar verilmiştir. Azot konsantrasyonundaki değişim, eklenen atıksu miktarı ve türü Şekil 4.14’de gösterilmiştir. Kültür ortamındaki fosfor sentrat atıksulardaki yüksek fosfor değeri nedeniyle büyümeyi sınırlayıcı özellikte değildir. Sentrat atıksuyunda bulunan fosfor karakteristiği Çizelge 3.4’de verilmiştir. Deney boyunca temel karbon kaynağı olarak inorganik karbon olan CO_2 kullanılmıştır. CO_2 gazı sisteme pH değerine bağlı olarak ihtiyaç olduğunda verildiği için her zaman sistemde yeterli miktarda çözünmüş olarak bulunması sağlanmıştır.



Şekil 4.14 Amonyum konsantrasyonu ve çalışma koşulları:

a) Eklenen atıksu türü (tesis çıkışı [◆], sentrat [■]) ve hacmi. b) “+/-” şekilleri eklenen atıksuya filtreleme işlemi uygulanıp uygulanmadığını göstermektedir. c) Çöktürme işleminin günlük uygulama süreleri (saat)

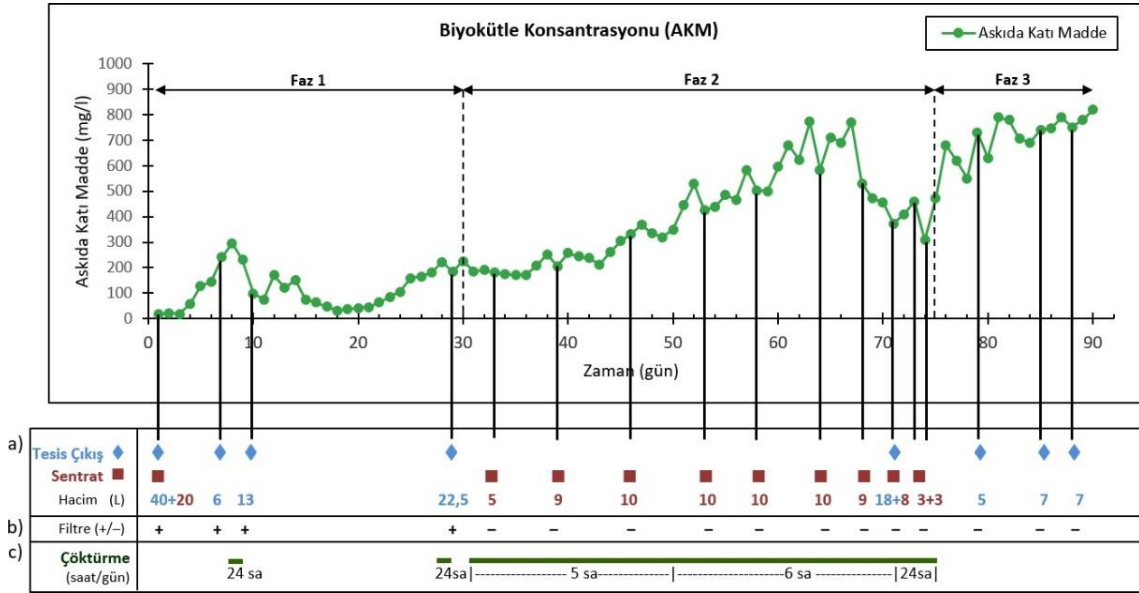
İşletme periyodu boyunca reaktörde üreyen biyokütleyi ayrıştırmak için Devridaimli Çöktürme sistemi kullanılmıştır. Reaktördeki kültür belirli süreler boyunca günlük olarak çöktürme tankına devridaim yaptırılarak üreyen biyokütle sistemden uzaklaştırılmıştır. 90 günlük işletme periyodunda Devridaimli Çöktürme sistemi Faz 1’de kesikli, Faz 2’de sürekli ve Faz 3’te hiç uygulanmayarak kültür ortamındaki değişimler takip edilmiştir.

4.2.1 Biyokütle Üremesi ve Reaktör İçi Biyofilm Oluşumu

4.2.1.1 Faz 1: Düzensiz Olarak Çöktürmeyle Hasatlama

Faz 1 boyunca (Günler 0 - 29), mikroalg büyümesini takip etmek amacıyla klorofil- α , OD₆₈₀, ve AKM parametrelerinin düzenli analizi yapılmıştır. Bu üç parametrenin birbiriyle ilişkisi bu bölümün sonunda değerlendirilmiştir. Çalışma boyunca biyokütle değişiminin değerlendirmesi AKM parametresi üzerinden yapılmıştır. Biyokütle değişiminin gösterildiği Şekil 4.15’te ayrıca eklenen atıksu türü, eklenen atıksu hacmi, atıksuyun filtre edilip edilmediği ve Devridaimli Çöktürme işleminin uygulandığı periyod grafiğinin altında belirtilmiştir. Şekil 4.15’de veri noktalarından aşağı doğru çizilen dik çizgilerin uç kısmında verilen bilgiler reaktöre eklenen atıksu türünü (tesis çıkışı [◆], sentrat [■]) ve hacmini göstermektedir. Ayrıca dik çizgilerin doğrultusundaki “+/-” şekilleri reaktöre eklenen atıksuya filtreleme işlemi uygulanıp uygulanmadığını

göstermektedir. Şekil 4.15'in en altında çöktürme uygulamasının günlük kaç saat yapıldığını gösteren veri çizgisi vardır. Örneğin 30 ile 50. günler arasında çöktürme işlemi günlük 5 saat uygulanmıştır.



Şekil 4.15 Biyokütle konsantrasyonu (AKM) ve çalışma koşulları

a) Eklenen atıksu türü (tesis çıkışı [◆], sentrat [■]) ve hacmi. b) “+/-” şekilleri eklenen atıksuya filtreleme işlemi uygulanıp uygulanmadığını göstermektedir. c) Çöktürme işleminin günlük uygulama süreleri (saat)

Literatürde belirtildiği üzere; mikroorganizmalar su altında bulundukları ortamda tüm yüzeylere tutunarak “biyofilm”leri oluştururlar [88]. Biyofilm oluşumunun ilk ve en önemli basamağı, “şartlandırma filmi tabakası”nın oluşumudur. Bu tabaka atıksuda bulunan iyon ve organik moleküllerden oluşur. Şartlandırma filmi tabakası bir kere oluştuğu zaman tüm organizmalar bu yüzeylere yapışmaya başlarlar. Biyofilm oluşumunun ilk birkaç gününde mikroalgler biyofilm bileşimi içinde dominant hale gelirler, sonra diatomlar dominant olur ve son olarak siyanobakteriler ve diğer organizmalar oluşur. Biyofilmin oluşumu sırasında, biyofilmi oluşturan organizmalar tarafından hücre dışı polimerik maddeler (EPS) salgılanarak tüm biyofilmin güçlenmesi sağlanır [89]. Bakteri, yosun, diatom, mantar ve siyanobakteriler tarafından salgılanan EPS [90, 91, 92], mikroalglerin kültür ortamında flokleşmesine neden olabilmekte [92, 93] veya mikroalglerin askıda kalmalarına katkıda bulunmaktadır [92, 94]. Mikroalglerin yüzeylere yapışma eğilimi kültür konsantrasyonu ile doğru orantılıdır. Ayrıca, kültür yaşı mikroalglerin yüzeylere yapışma özelliği için çok önemlidir. Alg üreme fazlarından

olan Log faz aşamasında algal hücreler, diğer fazlara kıyasla yoğun bir şekilde yüzeylere tutunur [88].

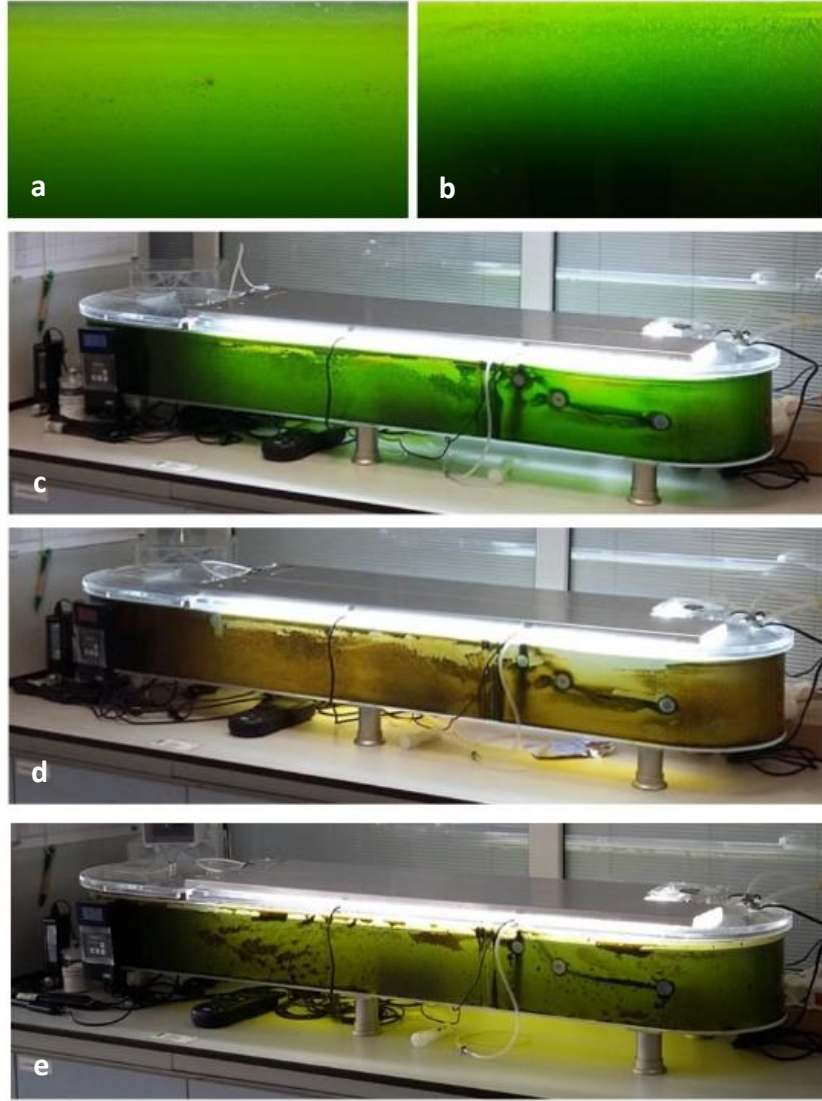
Faz 1 boyunca (Günler 0 - 29), biyofilm oluşumu ve reaktördeki biyokütle özelliği literatürde belirtildiği gibi gerçekleşmiştir. Alg biyofilm oluşumu reaktörün iç duvarlarında 7. günden sonra gözlemlenebilir olmuştur ve Şekil 4.16'de görüldüğü gibi algal biyofilmin kalınlaşması devam etmiştir. Zamanla gözlemlenen renk değişimlerinden sırasıyla diatomların ve diğer mikroorganizmalarında biyofilimde etkin olduğu görülmüştür. Bu süreçte biyokütle sürekli artış gösterirken 9. günden sonra azalma başlamıştır. Kültür ortamında yeterli miktarda besin olmasına ve optimum işletme koşullarının devam etmesine karşın mikroalg biyokütle konsantrasyonunda azalmanın tespit edilmesi reaktör içi çöklemlerin başladığını göstermiştir. Literatürde bildirildiği gibi, algal süspansiyonun stabilitesi, artan hücre boyutu, kültür yoğunluğu ve EPS salınımının artması nedeniyle bozulabilmektedir [88, 94, 95, 96]. Bu nedenle reaktör içinde biyokütle çökeltmelerini önlemek için, Devridaimli Çöktürme sistemi, biyokütle hasat etmek amacıyla 10. günde 24 saat boyunca çalıştırılmıştır.

Devridaimli Çöktürme sisteminde tankın içindeki bekleme süresi (HRT) çok düşük olmasına karşın kültür ortamındaki alg biyokütlesi büyük oranda sistemden alınmıştır. Devridaimli Çöktürme, biyokütle konsantrasyon değerini 231 mg L^{-1} 'den 98 mg L^{-1} 'ye düşürerek %58 verimle hasatlama yapmıştır. Bu durumun nedeni; olgunlaşan mikroalglerin artan hücre boyutu, kültür konsantrasyonunun artmış olması ve EPS salınımlarının mikroalglerin çökmesini kolaylaştıracak şekilde flok oluşturmamasından kaynaklandığı kabul edilmiştir.

Çöktürme işleminin yapıldığı 10. günden sonra reaktördeki mikroalg konsantrasyonu 14. güne kadar artmaya devam etmiştir. Ancak reaktörde biriken kontaminasyonlar nedeniyle biyokütle konsantrasyonu hızla azalarak Şekil 4.16'da da görüldüğü gibi 17. günde kültür çökmüştür. Kültürü kurtarıp tekrar üremeyi başlatmak amacıyla 10. gün yapılan hasat işleminde çöktürme tankından alınan kültürden reaktöre aşılama yapılmıştır. Aşılama işlemi; cam kavanozda bekletilen mikroalg hasatının üst fazından alınarak yapılmıştır. Aşı kültürü hacmi 1 litre ve AKM değeri 280 mg L^{-1} olarak 60 litre reaktöre verilmiştir. 18. günde yapılan aşı etkisini göstererek reaktörün biyokütle

konsantrasyon (Şekil 4.15) artışı 24. günde normal trendine girmiştir. İkinci aşılama sonrası biyokütlenin artışı reaktörün dışından da gözlemlenmiştir (Şekil 4.16(e)). Gözlemlenen bu durumdan anlaşılmıştır ki, Devridaimli Çöktürme işlemi beklenenden daha yüksek bir verimle mikroalg kültürünü tutumuştur. Bunun nedeni sistemde olgunlaşan mikroalglerin çökelme eğilimlerinin artmış olması ve düzenli yapılmayan hasatlama işlemi nedeniyle kültür ortamında çökelme eğilimi yüksek mikroalglerin birikim yapmış olmasıdır. Ayrıca mikroalg kültürünün yoğunluğunun azaldığı süreçte kültür içinde bulunan predatörler kültürün biyokütlesinin bozulmasına neden olmuştur. Predatörlerin varlığı mikroskop gözlemlerle de tespit edilmiştir. Mikroskop gözlemlerle ilgili açıklamalar Bölüm 4.2.2’de verilmiştir.

Faz 1’in sonunda; Şekil 4.17(a)’da görüldüğü gibi reaktörün iç duvarlarında ciddi bir biyofilm oluşumu gözlemlenmiştir. Reaktörde oluşan bu biyofilm diğer çalışmalarda da bildirildiği üzere, predatör ve bakteriyel üreme ve çoğalma için çok uygun bir ortamdır [88, 90]. Faz 2’nin başlangıcında önce, reaktörün iç duvarlarında birikim yapan biyofilm Şekil 4.17’de gösterildiği gibi plastik kaplı bir miknastis vasıtasıyla temizlemiştir. Reaktörün iç duvarlarından sıyrılacak biyofilm kültür ortamına karışmıştır. Kültür ortamında yüzer halde bulunan biyofilm flokları Devridaimli Çöktürme sistemi çalıştırılarak reaktörden uzaklaştırılmıştır. Devridaimli Çöktürme sistemi 28. günde 24 saat çalıştırılarak biyofilm floklarının çöktürme tankının konik yapısında birikmesi sağlanmıştır. Çöktürme sisteminin tabanında biriken biyofilm, uygulamanın sonunda alınarak sistemden uzaklaştırılmıştır. 28. günde yapılan Devridaimli Çöktürme uygulaması, 10. günde yapılan uygulamaya göre biyokütle konsantrasyonunda daha az düşüşe neden olmuştur. Reaktördeki biyokütle konsantrasyonu 24 saat uygulamanın sonunda %17 azalmayla 222 mg L⁻¹’den 184 mg L⁻¹’ye düşmüştür.

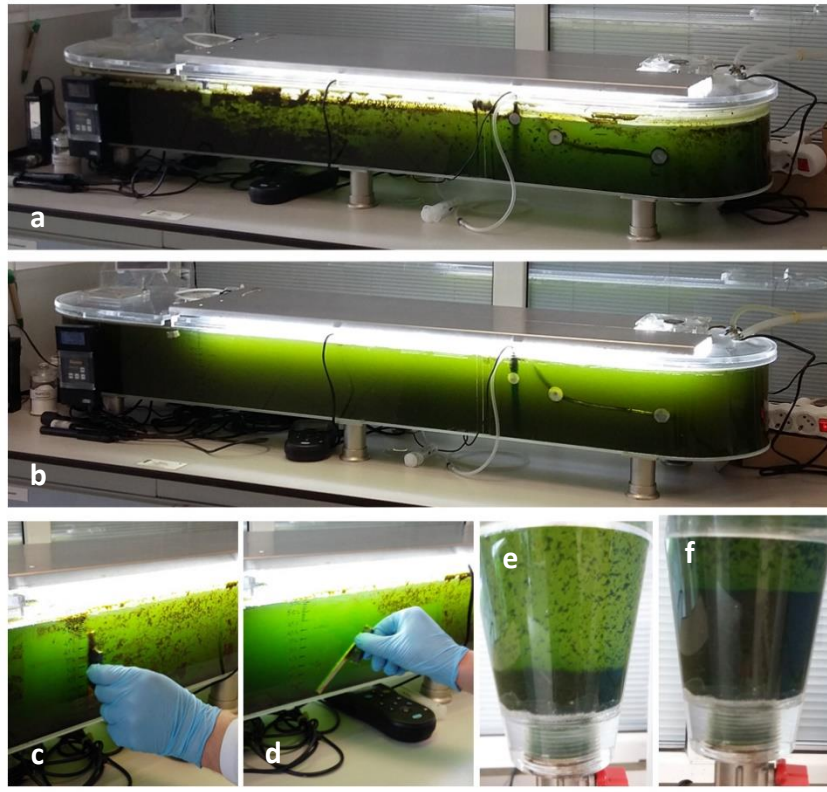


Şekil 4.16 Faz 1 boyunca reaktörün ve biyofilm oluşumunun görünüşü

a) 7. gün - Algal biyofilm oluşumu başladı. b) 9. gün - Algal biyofilm. c) 13. gün - Algal biyofilm baskın oldu. d) 17. günde predatör ve diatomlar nedeniyle kültür bozuldu. e) İkinci aşılama yapıldıktan sonra reaktörde 24. günde sonra biyokütle artışı başladı.

Biyofilm temizliği sonucunda mikroalg kültürüne karışan floklar nedeniyle reaktördeki AKM, klorofil-*a* ve OD₆₈₀ değerlerinde dalgalanmaların olması beklenirken bu değerler biyofilm temizliği öncesindeki değerlerle uyumlu olarak aynı doğrultuda değişmiştir. Özellikle kültür AKM değerinde artış beklenildiği gibi olmamıştır. Biyokütlenin takibi amacıyla yapılan analiz değerlerinde, kültüre karışan floklar nedeniyle dalgalanma olmamasının nedeni biyofilm temizliği sonrasında Devridaimli Çöktürme sisteminin çalıştırılarak biyofilm floklarının kültürden uzaklaştırılmasıdır (Şekil 4.17). AKM, klorofil-

α ve OD₆₈₀ değerlerinin grafiklerinin birlikte gösterildiği Şekil 4.18'de görüldüğü gibi tüm parametreler birbiriyle orantılı olarak değişim göstermiştir.

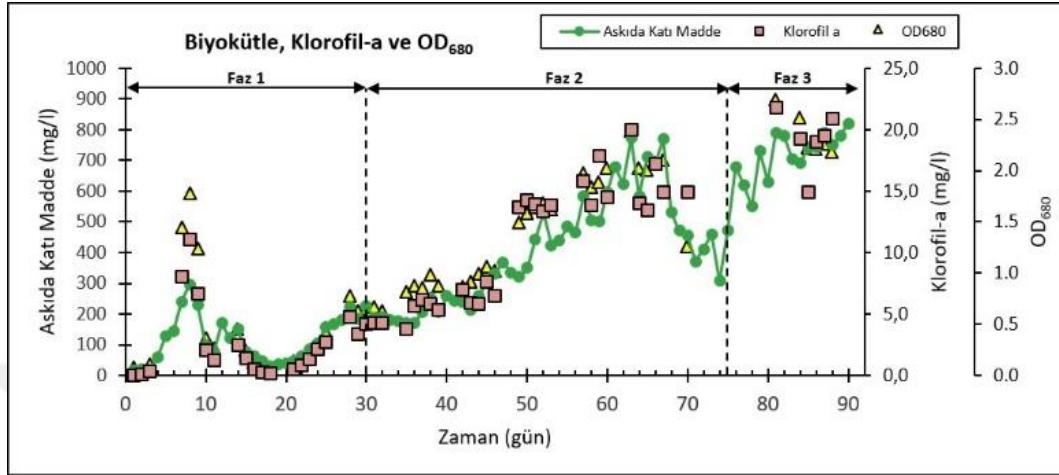


Şekil 4.17 Biyofilm temizleme uygulaması (Faz 1'in sonunda)

a) 28. gün - Biyofilm temizliği öncesi. b) 28. gün - Biyofilm temizliği sonrası c, d) Biyofilm temizliği plastik kaplı mıknatısla yapıldı. e, f) 28. gün - Biyofilm flokları Devredaimli Çöktürme tankının konik tabanında toplandı.

Bu sonuçlar göstermektedir ki; Devridaimli Çöktürme sistemi askıda bulunan biyofilm floklarını kültür ortamını deşarj etmeden bertaraf etme imkânı sağlamaktadır (Şekil 4.17(e&f)). Biyofilm floklarından daha büyük kirleticiler, havadan gelen böcek ve partiküller gibi, Devridaimli Çöktürme sistemiyle çok daha kolay tutulabilir. Ayrıca Devridaimli Çöktürme sisteminin düşük bekletme süresi nedeniyle mikroalg biyokütlesini verimli bir şekilde tutumadığı anlaşılmıştır. Ancak olgunlaşmış mikroalgler ve biyofilm flokları gibi çökelme eğilimi yüksek organizmalar Devridaimli Çöktürme tarafından tutulabilmektedir. Mikroalglerin yoğunluğu suyun yoğunluğuna benzer olması nedeniyle [97, 98, 99, 100] çökelme hızları çok düşüktür [101]. Özellikle yeni oluşmuş mikroalgler tutarlı bir şekilde askıda kaldığı için genel olarak çökelmeden Devridaimli Çöktürme sistemine girip çökelmeden çıkmaktadır. Bu özelliği sayesinde

kültür ortamında yeni gelişen alglerin olgunlaşmasına fırsat verirken, predatör (mikroalgten büyük organizmalar) kültür ortamında birikimini önlemektedir. Böylece kültür ortamında kontaminasyonların birikimi önlenerek daha uzun işletme perioduna imkân sağlanmıştır.

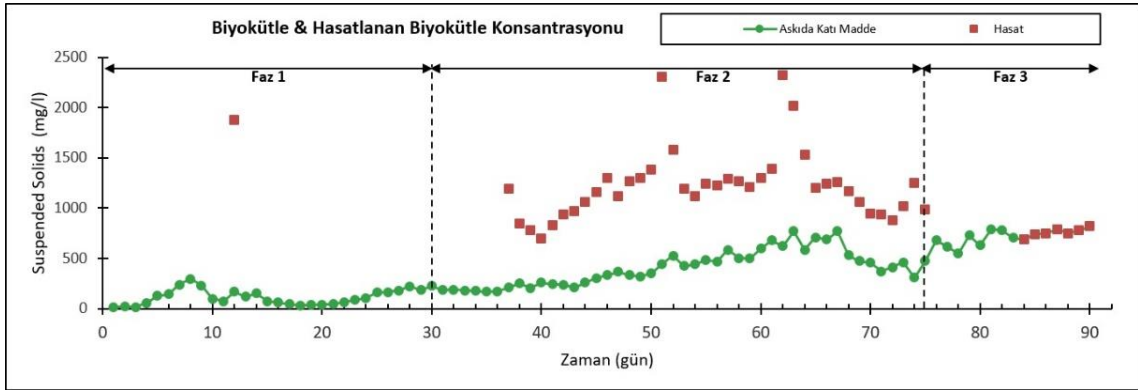


Şekil 4.18 Biyokütle konsantrasyonu, klorofil-*a* ve optik yoğunluk (680 nm)

90 günlük deney süresince, klorofil-*a*, OD₆₈₀ ve biyokütle konsantrasyonu sonuçları birbiri ile istatistiksel olarak anlamlı bir pozitif ilişki göstermiştir ($R^2=0.93$, $r(52)=0.96$, $p<0.001$). Literatürde Aravinthan ve ark. [102] ve Hsieh ve ark. [103]'nın yaptıkları çalışmalarda biyokütle ve optik yoğunluk ilişkisinin korelasyon katsayısı (R^2) 0,93 ve 0,97 olarak tespit etmişlerdir. Bu çalışmaların deney süreci sırasıyla 18 ve 6 gün olarak gerçekleştirilmiştir. Delgadillo-Mirquez ve ark. [104]'nın yaptığı bir diğer çalışmada biyokütle ve klorofil-*a* ilişkisinin korelasyon katsayısının (R^2) değeri 0,95 olarak belirlenmiştir. Bu çalışmanın deney süreci 8 gün olarak gerçekleştirilmiştir. Yukarıdaki bilgiler ışığında, bu çalışmadaki biyokütle, klorofil-*a* ve OD₆₈₀ verileri birbiriyle kuvvetli pozitif korelasyon göstermiş ve anlamlılık p -değeri <0.001 belirlenmiştir. Deneyin 90 günlük bir sürede gerçekleştirilmesi nedeniyle ve verilerin anlamlılık seviyesi yönüyle literatürde yapılan çalışmalara göre daha anlamlı bir sonuç ortaya konulmuştur. Bu sonuçlarda anlaşılmaktadır ki, Devridaimli Çöktürme sistemi kullanıldığı takdirde uzun süreli mikroalg üretim sistemlerinde biyokütle üreme takibi sadece optik yoğunluk takibi yapılarak doğru ve tutarlı bir şekilde gerçekleştirilebilir.

4.2.1.2 Faz 2: Düzenli Olarak Çöktürmeyle Hasatlama

Faz 2 boyunca (Günler 30 - 75), Devridaimli Çöktürme sistemi 30 - 50. günler arasında günde 5 saat, 50 - 75. günler arasında günde 6 saat çalıştırılarak işletilmiştir. Hasatlanan biyokütlenin günlük konsantrasyon sonuçlarına bakıldığında 6 saatlik uygulama sonucunda elde edilen biyokütle yoğunluğunun, 5 saat uygulama sonucunda elde edilen biyokütle yoğunluğundan fazla olduğu anlaşılmıştır. Bu nedenle 6 saatlik uygulamanın genel uygulama düzeni için uygun bir süre olduğuna karar verilmiştir. Devridaimli Çöktürme sistemi günlük 6 saat çalıştırıldığında reaktördeki tüm kültür hacmi, uygulama boyunca yaklaşık 5 kez sistemden geçirilmiş olmaktadır. Böylece kültür ortamından bulunan farklı mikroorganizmalar ve olgun mikroalglerin bir kısmı çökelmekte, bir kısımda yeni oluşmuş mikroalglerle birlikte reaktöre geri dönmektedir. Özellikle predatörler gibi kültür ortamının bozulmasına neden olabilecek canlılar zamanla çöktürme sisteminde tutulmakta ve böylece kültür ortamını bozmaları önlenmektedir. Devridaimli Çöktürme tankının dibinde çökelen biyokütle günlük olarak sistemden uzaklaştırılmıştır. Uzaklaştırılan biyokütle “hasatlanan biyokütle” olarak tanımlanmıştır. Reaktör içindeki biyokütle ve hasatlanan biyokütlenin konsantrasyon grafikleri Şekil 4.19’de verilmiştir.



Şekil 4.19 Biyokütle ve hasat edilen biyokütle konsantrasyonu

Grafikte 30. ve 36. günlere ait hasatlanan biyokütle konsantrasyon değerleri aşırı yüksek olduğu için gösterilmemiştir. Bu değerlerden birincisi, 30. güne ait olan 7990 mg L⁻¹ değeridir. Bu değer yüksek çıkmasının nedeni, Faz 1'in sonunda reaktörün iç yüzeylerinde yapılan biyofilm temizliği sonucunda çöktürme dibinde biriken biyofilm floklarıdır. İkinci aşırı yüksek değer 36. güne ait 8340 mg L⁻¹ değeridir. Bu değer yüksek çıkmasının nedeni, Faz 2'nin başında itibaren Devridaimli Çöktürme'nin düzenli

alıştırılmasına rağmen 5 gün (31 - 35. günleri) boyunca ktrmedeki biyokütle birikim seviyesini değerlendirmek için biyokütle günlük olarak uzaklaştırılmamıştır. Bir diğer neden ise, 35. gün reaktör içi biyofilm temizliği yapılarak biyofilmlerin çöktürmede toplanmasının sağlanmasıdır.

Faz 2'nin başlangıcındaki 5 gün hariç tüm Faz 2 süresince Devridaimli ktrme konisinin tabanından düzenli olarak biyokütle hasatlanmıştır. Hasatlanan biyokütle konsantrasyonu, biyofilm temizliği uygulanmadığı takdirde, genel olarak algal biyokütleden oluştuğu gözlemlenmiş ve kültürdeki biyokütle konsantrasyonundan 2-4 kat daha yoğun olduğu tespit edilmiştir. Bu sonuçlar göstermektedir ki, Devridaimli ktrme sistemiyle kontaminasyona neden olan predatör tutulduğu gibi, reaktör biyokütlesi kısmen yoğunlaştırılarak hasatlanabilmektedir.

Devridaimli ktrme sisteminin düzenli çalıştırılmasıyla, kültür ortamındaki biyokütle konsantrasyonunun istikrarlı bir şekilde arttığı gözlenmiştir. Biyokütle artışı açık sistemler için beklenen ve ampirik olarak hesaplanan biyokütle konsantrasyon değerlerini geçmiştir. Literatürde parkur tipi (raceway) reaktörlerde beklenen biyokütle yoğunluğu 100 - 500 mg L⁻¹ aralığındadır [105, 106, 107, 108]. Ayrıca Oswald [109] tarafından ortaya konulan ampirik formüle (4.9) göre kültür ortamının maksimum ışık geçirgenliğine bağlı konsantrasyonu hesaplanabilmektedir. Çalışmadaki kültür ortamı yüksekliği olan 15 cm değerine göre yapılan hesaplamda kültür ortamının beklenen konsantrasyonu 600 mg L⁻¹ olarak bulunmuştur. Oswald'ın maksimum ışık geçirgenliğine bağlı kültür konsantrasyonu formülü aşağıdaki gibidir.

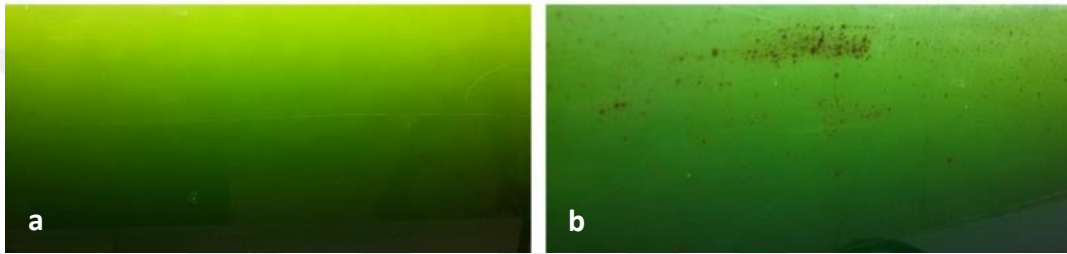
$$C_c = 9000/d \quad (4.9)$$

Formülde; d (cm) gerçek kültür derinliği ve C_c (mg L⁻¹) ortalama ışık geçirgenliğine bağlı konsantrasyon değerini göstermektedir.

şekil 4.17(b)'de görüldüğü gibi artan mikroalg konsantrasyonu nedeniyle kültür ortamının alt kısımlarına ışık ulaşmamaktadır. Bu durum büyümeyi sınırlayıcı bir etki göstermektedir. Ancak deney sürecinin Faz 2 aşamasında, literatürde n görülen değerlerin üzerine çıkılarak kültür konsantrasyonu 770 mg L⁻¹'ye ulaşmıştır. Bu artışın nedeni kültür ortamında yeni oluşmuş mikrolg hücrelerinin daha yoğun bulunması ve bu hücelerin askıda kalma eğilimlerinin olgun mikroalglere göre daha fazla olmasıdır.

Sonuçlar göstermiştir ki Devridaimli Çöktürme sistemi vasıtasıyla parkur tipi (raceway) reaktörlerin askıda katı madde tutma kapasitesi artmaktadır.

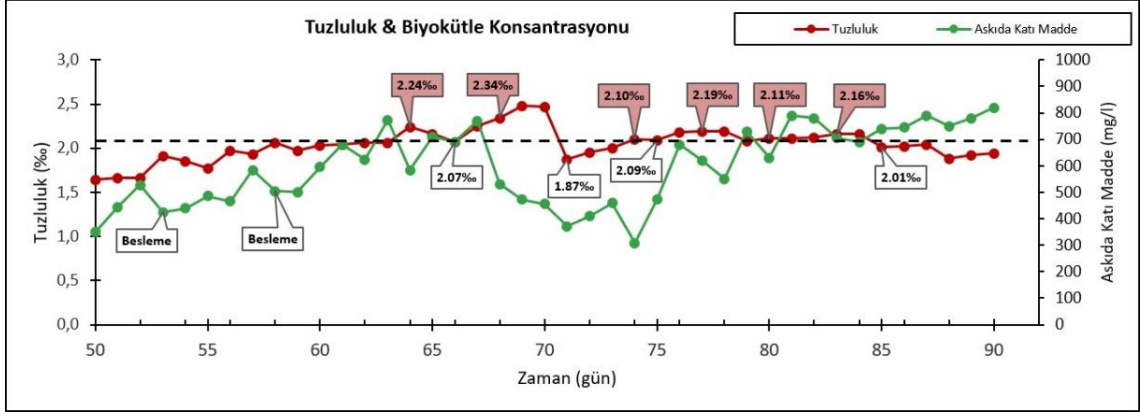
Ayrıca Devridaimli Çöktürme sisteminin düzenli kullanılmasıyla reaktör içindeki biyofilm oluşumunun yavaşladığı gözlemlenmiştir. Hafif bir biyofilm oluşumu Faz 1 sürecinde 3 gün içinde görülürken, Faz 2 aşamasında, Şekil 4.20’de görüldüğü gibi, biyofilm oluşumunun gözlemlenmesi 7 güne kadar uzamıştır. Gözlemlenen bu sonuçlar göstermişti ki, Devridaimli Çöktürmenin düzenli uygulandığında mikroalg kültür reaktörünün iç yüzeylerindeki biyofilm oluşum hızı yavaşlamakta ve yoğunluğu azalmaktadır.



Şekil 4.20 Düzenli Devridaimli Çöktürme sistemi çalıştırıldığında biyofilm oluşumu

a) 35. gün - Biyofilm temizliği yapıldıktan sonra. b) 42. gün - Biyofilm oluşumu 7 gün sonra gözlemlendi.

Faz 2’nin sonu ve Faz 3’ün başlangıcı sürecinde kültür ortamında biyokütle konsantrasyonu hızla düşüş göstermiştir. Şekil 4.15’te 64 ile 78. günler arasında biyokütle konsantrasyonundaki düşüş görülmektedir. Biyokütle konsantrasyonundaki bu düşüş Faz 2 periyodu boyunca günlük yapılan hasatlama işleminden dolayı beklenebilecek bir sonuç olmasına rağmen beklenenin çok ötesinde bir düşüş olmuştur. İlk müdahale olarak, biyokütle kaybının besin eksikliğinden kaynaklandığı düşünüldükçe kültür ortamına sentrat atıksuyu eklenmiştir. Ancak sentrat suyunun eklenmesinden sonra biyokütle kaybı artmıştır. İkinci müdahale olarak, tuzluluk değerini azaltmak amacıyla tesis çıkış suyu eklenmiştir. Bu müdahaleden sonra biyokütle konsantrasyonu hızla artmaya başlamıştır. Tuzluluğun neden olduğu biyokütle kaybının görüldüğü tuzluluk ve biyokütle değişim grafiği Şekil 4.21’de verilmiştir. Biyokütle kaybının başladığı sınır olan %2,10 değeri kesikli çizgiyle gösterilmiştir. Grafikte görüldüğü gibi besleme yapıldığında da biyokütle değerinde küçük bir düşüş görülebilmektedir. Ancak yüksek tuzluluktan kaynaklı biyokütle değerindeki düşüş daha fazla olmaktadır.



Şekil 4.21 Tuzluluk ve biyokütle grafiği

Şekil 4.21’de görüldüğü gibi sınır değer her geçildiği durumda biyokütle değerinde düşüş gerçekleşmektedir. Bu sonuçlar göstermektedir ki, tatlısu algi olan *Chlorella vulgaris* ve kültür ortamında 30. günden sonra yoğun olarak görülebilen bir diğer tatlısu algi olan *Scenedesmus obliquus*’un (Bölüm 3.4.6) tuzluluk seviyesi ‰2,10 değerini geçtiği zaman hücre yapıları olumsuz etkilenmektedir. Yüksek tuzluluğun etkisi giderildikten sonra yapılan mikroskobik gözlemlerde *Chlorella vulgaris* ve *Scenedesmus obliquus* hücrelerinden birinin daha baskın olmaması yüksek tuzluluğun iki türde aynı doğrultuda etkilediğini göstermiştir.

4.2.1.3 Faz 3: Çöktürmesiz Hasatlama

Faz 3 boyunca (76 - 90. günler), Devridaimli Çöktürme sistemi kullanılmamıştır ve kültür ortamından hasatlanacak biyokütle doğrudan reaktörden alınmıştır. Hasat konsantrasyonu reaktördeki biyokütle konsantrasyonu ile aynı olmuştur. Bu nedenle Şekil 4.19’de Faz 3’ün son 7 günündeki biyokütleyle ve hasat konsantrasyon verileri üst üste çakışmıştır. Faz 3’un başlangıcında 8 gün boyunca günlük biyokütle hasadı yapılmamıştır. Bunun amacı Faz 2’nin sonunda yüksek tuzluluk nedeniyle düşen biyokütle konsantrasyonunun artış gösterebilmesidir. Faz 3’te kontaminantların olumsuz etkileri kültür ortamına hâkim olmuştur. Ayrıca kültür ortamından hasatlama işlemi başlatıldığında kontaminantların olumsuz etkileri engellenememiştir.

Bu işletme periyodunda en dikkat çeken değişim, kültür ortamında bulunan bakteri, predatör gibi mikroorganizmaların etkilerinin belirgin şekilde görülmesidir. Baskın hale gelen mikroorganizmaların neden olduğu olumsuz etkiler şunlardır;

1. Biyofilm oluşumu önemli derecede artmıştır.
2. Reaktörün yüzeyi mikroalg köpüğüyle kaplanmıştır. Şekil 4.22’de görülen köpükler Faz 1 ve Faz 2 boyunca görülmemiştir.
3. Mikroalg biyokütle rengi koyulaşmıştır. Bu renk koyulaşmasının nedeni bakteri aktivasyonunun artışına bağlı olduğu düşünülmektedir.

Ayrıca kültür ortamında mikroorganizma çeşitliliği artmıştır. Mikroorganizma çeşitliliği ile ilgili gözlemler Bölüm 4.2.2’de verilmiştir. Son olarak tüm deney boyunca gözlemlenmeyen hızlı bir KOİ giderimi gerçekleşmiştir. Bu konuyla ilgili detaylar Bölüm 4.2.3.3’de verilmiştir. Tespit edilen bu farklılıklara bağlı olarak kültür ortamında bakteri ve predatörlerin artış gösterdiği anlaşılmaktadır. Bu nedenle Devridaimli Çöktürmenin kullanılmaması, kültür ortamındaki bakteri ve pradatörlerin daha hızlı çoğalmasına neden olmuştur. Özellikle bakteriler boyut olarak mikroalgler kadar küçük olmalarına rağmen, Devridaimli Çöktürme kullanıldığında kültür ortamında hızlı bir şekilde çoğalmalarının engellendiği anlaşılmaktadır.



Şekil 4.22 Reaktör yüzeyinde mikroalg köpüğü oluşumu

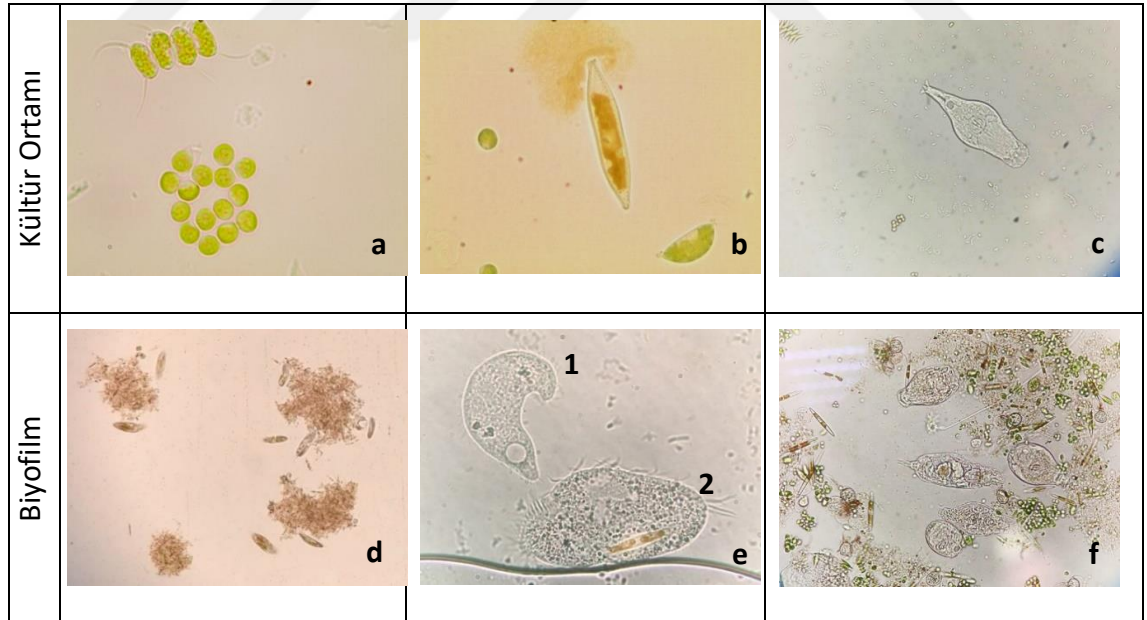
Faz 3 boyunca, ortamdaki amonyum tükendikten sonra tekrar amonyum kaynağı eklenmemiştir. Bu işlemin amacı mikroalglerin ortamdaki nitratı azot kaynağı olarak kullanmaya adapte olmasıdır. Azot kaynaklarının mikroalgler tarafından kullanımıyla ilgili bilgiler Bölüm 4.2.3.1’de verilmiştir. Biyokütle ve klorofil-*a* konsantrasyonu amonyum sağlanmayan süreçte de sürekli artmaya devam etmiştir. Bu sonuçlar, mikroalgelerin azot kaynağı olarak amonyum yerine nitratı kullanmaya başladığını göstermektedir.

4.2.2 Mikroskopik Gözlemler

4.2.2.1 Faz 1: Düzensiz Olarak Çöktürmeyle Hasatlama

Mikroskopik incelemelerin gösterildiği Şekil 4.23'e göre; kültür ortamında ve biyofilmden farklı türlerde mikroalg ve predatörlerin bulunduğu belirlenmiştir. Faz 1 boyunca, yeni mikroalg cinsleri (*Scenedesmus sp.*, *Monoraphidium sp.*) ortaya çıkmıştır, ancak ortamda baskın tür *Chlorella vulgaris*'dir. Ayrıca kültür ortamında diatomlar (*Nitzschia sp.*, *Navicula sp.*) ve rotiferlerin varlığı gözlemlenmiştir. Bakteri aktivitesi kültürde ve özellikle biyofilmden gözlemlenmiştir.

Biyofilmden gözlemlenen mikroorganizmalar siliatlar (*Steinia platystoma*, *Paramecium* and *Euplotes*), kamçılılar (*Trichomonas sp.*), *Amip sp.* ve Rotifer'dir. Biyofilm Faz 1'in sonunda Şekil 4.23(f)'de görüldüğü gibi rotiferler tarafından istila edilmiştir. Literatürde belirtildiği gibi, rotiferler kültür ortamında hızla çoğalabilir ve mikroalgleri besin kaynağı olarak birkaç günde büyük oranda tüketebilirler [110]. Reaktörün 17. gününde çöküşü literatürü doğrulamaktadır. Faz 1'in sonunda 28. günde yapılan biyofilm temizliği ile reaktörün iç yüzeylerinde biriken biyofilmler temizlenmiştir.



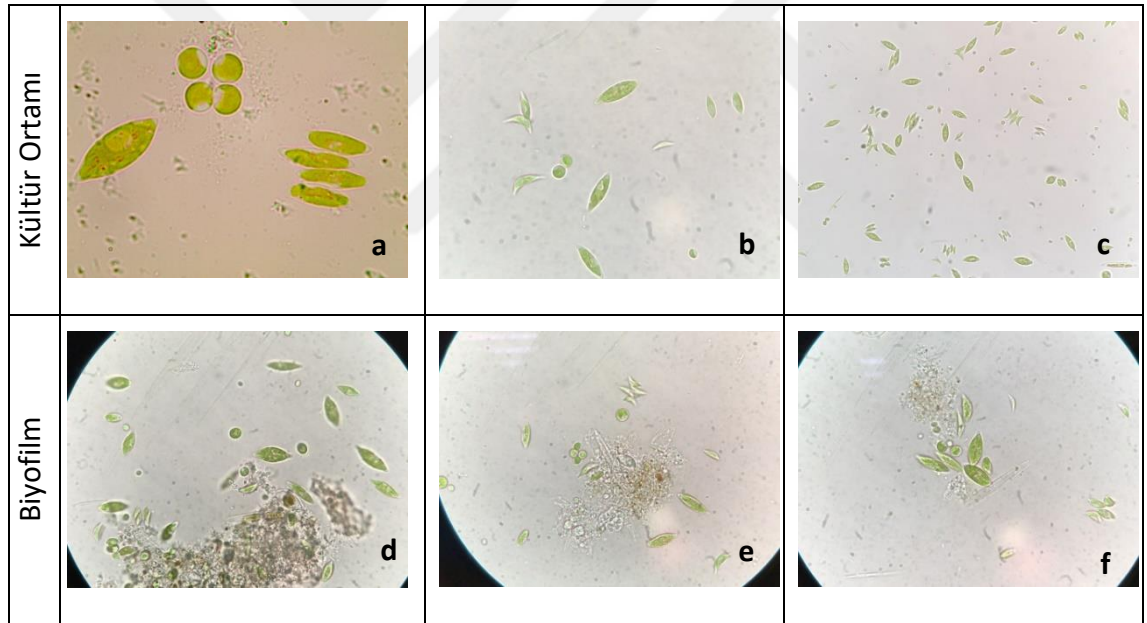
Şekil 4.23 Faz 1'de kültür ortamında ve biyofilmden gerçekleştirilen gözlemler:

(a) *Chlorella vulgaris* ve *Scenedesmus sp.*, (b) *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus quadricauda*. ve diatom (*Nitzschia sp.*), (c) Rotifer, (d) *Steinia platystoma* ve diatom, (e1) *Paramecium*, (e2) *Euplotes*, (f) Rotiferler. (Orjinal büyütme 100X, (a), (b) and (e); 40X, (c) ve (f); 10X, (d))

4.2.2.2 Faz 2: Düzenli Olarak Çöktürmeyle Hasatlama

Mikroskopik veriler, kültür ortamındaki baskın mikroalg cinslerini *Chlorella vulgaris* ve *Scenedesmus obliquus* olduğunu göstermiştir. Faz 2 boyunca *Monoraphidium sp.* cinsi gözlemlenmiştir. Ancak her zaman yoğunluğu diğer iki türe göre düşük seviyede kalmıştır. Faz 2 boyunca, diatomlar (*Nitzschia sp.*, *Navicula sp.*) ve rotiferlerin Faz 1'e göre çok düşük seviyede olduğu tespit edilmiştir.

Faz 2'de biyofilmdeki mikrobiyolojik çeşitlilik Faz 1'e göre çok düşük seviyededir. Biyofilmlerde gözlemlenen mikroorganizmalar, diatomlar (*Nitzschia sp.*, *Navicula sp.*), flagellatlar (*Trichomonas sp.*) ve Rotiferlerdir. Devridaimli çöktürme sisteminin düzenli uygulanmasından sonra, predatörlerin ve diatomların çoğu çöktürmede tutulmuştur. Bu nedenle mikroskopik incelemede nadir olarak karşılaşılmıştır. Ayrıca Siliates (*Steinia platystoma*, *Paramecium* ve *Euplotes*) ve *Amip sp.*'ye biyofilmde karşılaşılmamıştır.



Şekil 4.24 Faz 2'de kültür ortamında ve biyofilmde gerçekleştirilen gözlemler:

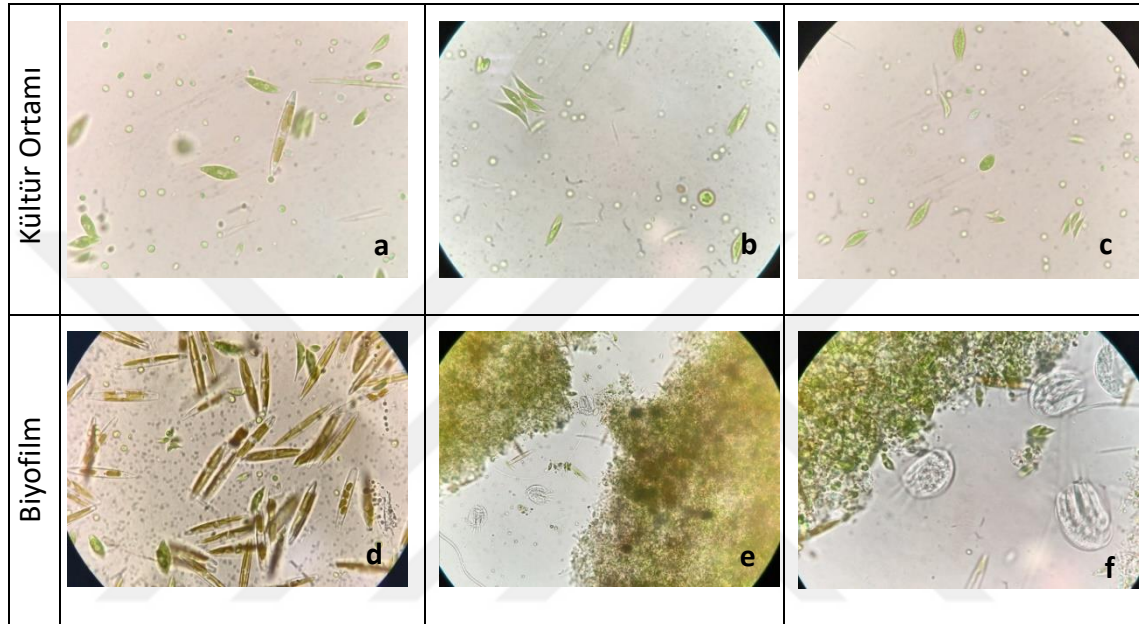
(a), (b), (c) Baskın mikroalg türleri: *Chlorella vulgaris* ve *Scenedesmus sp.*, (d), (e), (f) Biyofilm floğu (mikroalg, diatom, kamçılılar) (Orjinal büyütme 100X, (a); 40X, (b), (d) ve (f); 10X, (c), (e))

4.2.2.3 Faz 3: Çöktürmesiz Hasatlama

Mikroskopik incelemede, Faz 3 boyunca kültür ortamındaki mikroalg ve diatom çeşitliliğinin Faz 2'deki çeşitlilikle aynı seviyede kaldığı gözlemlenmiştir. Kamçılılar ve rotiferler Faz 3'te nadir olarak gözlemlenmiştir. Ancak bakteri yoğunluğunun önceki Faz 1 ve Faz 2 aşamalarından daha fazla olduğu tespit edilmiştir. Predatörlerin kültür

ortamında baskın hale gelememesindeki en önemli neden Faz 3 periyodunun 15 gün gibi kısa bir sürede sonlandırılmasıdır.

Faz 3'teki biyofilm oluşma hızı, Faz 1'de gerçekleştiği gibi hızlıdır. Biyofilmin diatomlar (*Nitzschia sp.* ve *Navicula sp.*) ve sürünen siliatlar (*Aspidisca sp.*) tarafından işgal edildiği gözlemlenmiştir. Faz 3 evresinde kamçıllılar ve siliatlı protozoalar (*Euplotes*) biyofilm ortamında tespit edilmiştir.



Şekil 4.25 Faz 3'de kültür ortamında ve biyofilminde gerçekleştirilen gözlemler:

(a), (b), (c) Baskın mikroalg türleri: *Chlorella vulgaris* ve *Scenedesmus sp.*. (d), (e), (f) Biyofilm flokları mikroalg flokları, diatomlar (*Nitzschia sp.* ve *Navicula sp.*) ve sürünen siliatlardan (*Aspidisca sp.*) oluşmuştur. (Orjinal büyütme 100X, (f); 40X, (a), (b), (c), (d) ve (e))

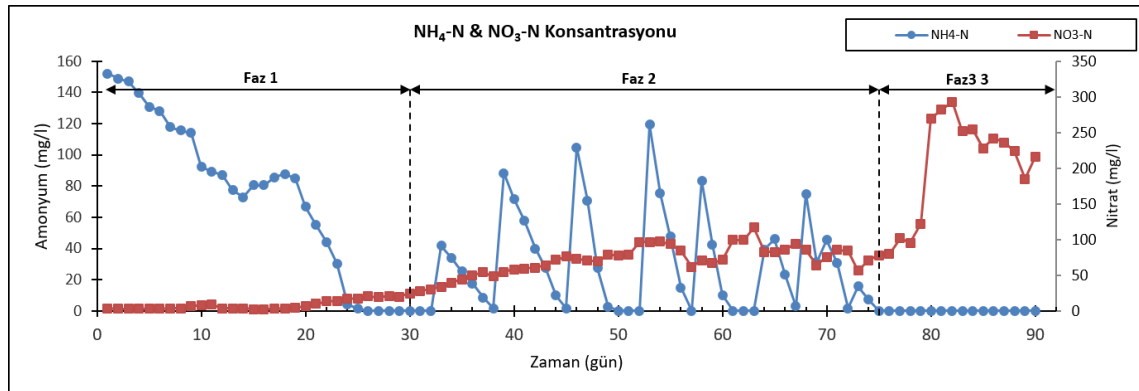
4.2.3 Nutrient ve Organik Karbon Giderimi

4.2.3.1 Azot

Mikroalgler için inorganik karbon'dan (CO_2) sonra en önemli ikinci besin kaynağı azottur [5]. Alg kültür ortamında tüketilen azot kaynakları amonyum (NH_4^+), nitrat (NO_3^-) ve üredir. Son ikisi mikroalg tarafından kullanılmadan önce amonyuma dönüştürülür. Mikroalgler azot kaynağı olarak öncelikli olarak amonyumu tercih ederler kültür ortamda amonyum mevcutsa alternatif azot kaynaklarını kullanmazlar [5, 67]. Mikroalglerin azot kaynağı olarak azotun oksitlenmiş formları (nitrit ve nitrat) yerine amonyumu tercih etmesinin nedeni, amonyumun özümsemesi için gereken enerji ihtiyacının, nitratın indirgenmesi için gerekli reaksiyon enerjisinden az olmasıdır

[111]. Ayrıca nitratın kullanıldığı bir kültür ortamına amonyum eklendiğinde, mikroalglerin nitrat özümseme reaksiyonları derhal ve tam olarak inhibe (geri döndürülebilecek şekilde) olur [67, 112, 113]. Ancak amonyum tam olarak tükendiğinde nitrat özümseme reaksiyonları bir süre sonra tekrar başlar [112].

Yapılan ön deneme çalışmalarında, nitrifikasyonun 10. günden sonra başladığı tespit edilmiştir. Literatürde de nitrifikasyonun 25°C’de 10. günde başladığı ve nitrat oluşumunun prosesin gerçekleştiğinin göstergesi olduğu belirtilmiştir [77]. Çalışmada Faz 1 boyunca, Devridaimli Çöktürme sadece 9. ve 28. günlerde uygulanmıştır. 9. gün yapılan uygulama sonrasında nitrifikasyon prosesinin başlaması ötelenmiştir. Bunun en açık göstergesi Şekil 4.26’de nitrat konsantrasyonunun değişmemesidir. Bu nedenle amonyum ağırlıklı olarak mikroalgler tarafından tüketilmiştir. Devridaimli Çöktürme işlemi 28. güne kadar tekrar uygulanmamıştır. Devridaimli Çöktürmenin uygulanmadığı 18 gün içinde nitrifiyerler kültür ortamında yeterince üremiştir. Devridaimli Çöktürme 28. günde uygulandıktan sonrada nitrifikasyon prosesi devam etmiştir. Bu sonuçlar göstermektedir ki; nitrifiyerlerin üremesi Devridaimli Çöktürme vasıtasıyla baskılabılır. Böylece mikroalg üremesi için çok önemli olan azot kaynağı nitrifikasyon bakterileri tarafından tüketilmemiş olur. Ayrıca literatürde de belirtilen yağ üretimi için gerekli azot eksik ortamın oluşturulması [114, 115], Devridaimli Çöktürme sistemi kullanılarak, nitrifikasyon engellenerek kolaylaştırılabilir.



Şekil 4.26 Amonyum ve nitrat konsantrasyonu

Deney sürecinde nitrifikasyon bakterileri tarafından oluşturulan nitrat, sürekli amonyum beslemesi yapıldığı için mikroalgler tarafından tüketilememiştir. Ayrıca ortamdaki çözünmüş oksijen değerlerinin de yüksek olması nedeniyle denitrifikasyon prosesi gerçekleşmemiştir. Bu nedenle ortamdaki nitratın mikroalgler tarafından

kullanılabilmesi için 26 - 32. günler (7 gün) ve 75 - 90. günler (16 gün) arasında amonyum içeren sentrat atıksuyu beslemesi yapılmamıştır. Bu şekilde mikroalglerin nitrat özümseme enzimlerinin yeniden aktive olacağı ön görülmüştür. Bu uygulamanın ilk periyodunda amonyum beslenmemesine rağmen nitrat konsantrasyonu artmaya devam etmiştir. Bunun nedeninin, amonyum verilmediği süreçte hücre parçalanmasına uğrayan mikroalglerin bünyesindeki klorofildeki azotun nitrifiyerler tarafından kullanılarak nitrata çevrilmesi olduğu düşünülmektedir. Ancak ikinci uygulamada, nitrat konsantrasyonunun ilk periyoddaki gibi bir süre yükseldikten sonra, 83. günde hızlı bir şekilde düşmeye başladığı gözlemlenmiştir. Bu sonuçlardan; amonyumun ana azot kaynağı olarak kullanıldığı sistemde, nitratı azot kaynağı olarak kullanmaya başlayabilmesi için gereken adaptasyon süresinin 9 gün olduğu anlaşılmıştır.

Faz 2 boyunca, amonyum konsantrasyonu tamamen tükendiğinde reaktöre sentrat suyu eklenmiştir. Böylece ortamdaki amonyum giderim hızı takip edilmiştir. Amonyum giderim hızı, reaktördeki biyokütle konsantrasyonunun yükselişiyle artış göstermiştir. Tespit edilen maksimum amonyum giderim hızının $29,83 \text{ mg L}^{-1} \text{ gün}^{-1}$ olarak bulunmuştur. Bu çalışmada elde edilen amonyum giderme hızının Çizelge 4.4'te listelenen literatürdeki verilerden daha yüksektir.

Çizelge 4.4 Bu çalışma ve literatürde tespit edilen amonyum giderim hızları

Biyokütle Kons. (mg L^{-1})	Amonyum Giderim Hızı ($\text{mg L}^{-1} \text{ gün}^{-1}$)	Mikroalg Türü	Referans
480	29,83	<i>Chlorella vulgaris</i> & <i>Scenedesmus</i> sp.	Bu çalışma
~500	16,3	<i>Monoraphidium</i> sp.	[116]
595	19,5	<i>Chlorophyceae class algae</i>	[117]
1236	16,7	<i>Chlorella vulgaris</i>	[118]
1320	9,8	<i>Chlorella vulgaris</i>	[119]
1346	18,18	<i>Chlorella vulgaris</i>	[120]
1500	6,46	<i>Scenedesmus</i> sp.	[15]

Çalışmadaki biyokütle konsantrasyon değeri daha düşük olmasına karşın daha yüksek amonyum giderim hızına ulaşılabilmektedir. Bunun nedeninin Devridaimli Çöktürme sistemi uygulandığında yeni oluşmuş alg hücrelerinin yüksek askıda kalma eğilimleri nedeniyle çökmeden reaktöre geri dönebilmeleri olduğu varsayılmaktadır. Bu şekilde yeni oluşmuş mikroalg hücrelerinin metabolik hızlarının, olgun mikroalglere göre daha hızlı olması nedeniyle daha yüksek bir amonyum giderim hızı elde edilmiştir.

Daha önce Bölüm 4.2.1.2'de tartışıldığı gibi, algal biyokütle konsantrasyonu Faz 2'nin sonunda artan tuzluluk oranı nedeniyle düşüş göstermiştir. Yüksek tuzluluk nedeniyle biyokütle konsantrasyonu etkilediği gibi amonyum giderim hızı da etkilemiştir (Çizelge 4.5). Yüksek tuzluluk sonucu amonyum gideriminin düşmesi, nitrifiyerlerin mi yoksa mikroalglerin mi etkilemesinden kaynaklandığı tespit edilmelidir. Bu nedenle nitrifiyerlerin tuzluluktan etkilenme seviyesi değerlendirilmelidir.

Çizelge 4.5 Faz 2 boyunca; biyokütle, amonyum giderim hızı ve tuzluluk değerleri

Biyokütle Kons. (mg L ⁻¹)	Amonyum Giderim Hızı (mg L ⁻¹ gün ⁻¹)	Ort. Tuzluluk (‰)
193	7,98	1,37
246	14,46	1,51
341	26,18	1,61
480	29,83	1,89
570*	27,77	2,03
689*	12,08	2,18
448*	18,78	2,22
413*	7,81	2,06

Tuzluluğa bağlı biyokütle ve amonyum giderme hızındaki değişimler gösterilmiştir.

* Tuzluluğun neden olduğu kültür bozulması

Literatürde belirtildiği gibi, farklı nitrifiyerler farklı tuzluluk seviyelerine adapte olabilmektedirler. Farklı nitrifiyerlerin bulunduğu yüksek ve düşük tuzluluk ortamlarında nitrifikasyon gerçekleşebilir [121]. Örneğin tatlı su nitrifiyerleri ortamdaki tuzluluk oranı ‰11,7 (6500 mgCl⁻ L⁻¹)'yi geçtiğinde etkilenmeye başlar. Ancak tuzluluk oranı ‰54,2 (30 000 mg Cl⁻ L⁻¹)'ye gelsede nitrifikasyon aktivitesi %60 oranında devam edebilmektedir [122]. Bu bilgiler doğrultusunda net olarak anlaşılmaktadır ki; bu çalışmada kültür ortamında biyokütle ve amonyum giderim hızının azalmasına neden olan ‰2,10 tuzluluk değeri nitrifikasyon bakterilerini etkilememektedir.

Faz 2'nin başında kültürdeki ortalama biyokütle konsantrasyonu 193 mg L⁻¹ olduğunda amonyum giderim hızı 7,98 mg L⁻¹ gün⁻¹ olarak gerçekleşmiştir. Ortalama biyokütle konsantrasyonu 480 mg L⁻¹'ye ulaştığında giderim hızı 29,83 mg L⁻¹ gün⁻¹ olmuştur. Ancak kültür ortamındaki tuzluluk seviyesi ‰2,10 değerini geçtiğinde ortalama biyokütle konsantrasyonu 413 mg L⁻¹ olmasına rağmen, amonyum giderim hızı 7,81 mg L⁻¹ gün⁻¹'ye düşmüştür (Çizelge 4.5). Sonuç olarak; kültür ortamındaki tuzluluk değeri

%2,10 değerini geçtiğinde tatlısu algi olan *Chlorella vulgaris* ve *Scenedesmus obliquus* için amonyum gideriminin kesintiye uğradığı tespit edilmiştir. Ayrıca normal tuzluluk seviyesinde amonyum giderimi ağırlıklı olarak mikroalgler tarafından gerçekleştirilmektedir.

4.2.3.2 Fosfor

Mikroalglerin üremek için ihtiyaç duydukları temel bileşenlerden biri olan fosfor, inorganik ortofosfat (PO_4^{3-}) formunda kullanılır. Mikroalgler ihtiyaçlarından fazla fosforu hücre yapılarına alarak inorganik polifosfat granülleri formunda depolayabilmektedirler [5, 111, 123]. Evsel atık suda ağırlıklı olarak fosfat (ortofosfat) formunda bulunan fosfor bileşikleri, kimyasal ve fiziksel özelliklerine göre kategorize edilebilir. Fiziksel durumlarına göre; çözünür fosfor ve partikül fosfor olarak ikiye ayrılır. 0,45 μm gözenek çaplı bir filtreden geçirilerek çözünür ve partikül formdaki fosfor birbirinden ayrılabilir. Kimyasal fraksiyonlar, inorganik fosfat (ortofosfat, polifosfatlar) ve organik fosfat olarak ikiye ayrılır [74, 124, 125, 126]. Polifosfatlar ve organik fosfat fraksiyonları, kanalizasyon şebekesinde ve atıksu arıtma işlemleri sırasında ortofosfata çevrilir. Dolayısıyla biyolojik olarak kullanılabilir durumdadırlar [79, 127].

Mikroalgin büyümesi için çok düşük konsantrasyonlarda fosfora ihtiyaç vardır. Mikroalg biyokütlesinin genel temel kompozisyonunun ($\text{C}_{106}\text{H}_{181}\text{O}_{45}\text{N}_{16}\text{P}$) N:P oranı 16'dır (N:P; mol N mol P^{-1}). Ancak biyokütledeki N:P oranı mikroalgin türüne ve ortamda bulunan besin miktarına bağlı olarak 4:1 - 40:1 aralığında değişebilmektedir [128]. Bakteriyel biyokütle için stokiyometrik formülün ($\text{C}_{118}\text{H}_{170}\text{O}_{51}\text{N}_{17}\text{P}$) N:P oranı 17'dir [111]. Ancak, bakteri biyokütlesindeki N:P oranı kültür ortamının N:P oranına bağlı olarak değişebilmektedir. Bakterilerin N:P oranı 7:1 - 42:1 aralığında değişebilmektedir [129]. Mikroalglerin ve bakterilerin stokiyometrik formüllerinden anlaşılmaktadır ki fosfora olan ihtiyacı azota göre çok azdır [111].

Mikroalg biyokütlesinin N:P oranı 40:1 olarak kabul edilmiştir. Çünkü tüm deney boyunca, ortofosfat giderim verimi, amonyum giderim verimine kıyasla çok düşük gerçekleşmiştir. Deneydeki tüketilen amonyum miktarına göre "tüketilmesi beklenen" ortofosfat miktarı hesaplanmıştır. Buna göre 7,6 g NH_4^+ tüketildiğinde 1 g PO_4^{3-} harcanması beklenmektedir. Ortafosfatın giderilen amonyum miktarına bağlı "tüketilmesi beklenen" ve günlük analizlerle tespit edilen "gerçekleşen" ortofosfat

PO₄³⁻-P Konsantrasyonu

Y eksen: Ortofosfat (mg/l)

X eksen: Zaman (gün)

Faz 1: 0 - 30 gün

Faz 2: 30 - 75 gün

Faz 3: 75 - 90 gün

Sıra	Tesis Çıkış (♦)	Sentrat (■)	Hacim (L)	Filtre (+/-)	Cöktürme (saat/gün)
1	0		40+20	+	24 sa
2	6		6	+	
3	13		13	+	
4	22,5		22,5	+	24 sa
5	5		5	-	
6	9		9	-	
7	10		10	-	
8	10		10	-	
9	10		10	-	
10	10		10	-	
11	9		9	-	
12	18+8		18+8	-	
13	3+3		3+3	-	
14	5		5	-	
15	7		7	-	
16	7		7	-	

Faz 2 boyunca, biyokütle büyümesi ve amonyum tüketim faaliyetleri kültürde normal seviyelerdeyken ortofosfat beklenildiği gibi tüketilmemiştir. Bunun ana nedeni, Faz 2 başlangıcından deneyin sonuna kadar besleme atıksuyunun filtrelenmeden reaktöre verilmesidir. Bunun sonucunda besleme atıksuyunda bulunan ortofosfatın yanısıra partikül fosforda reaktöre verilmiştir. Böylece partikül fosfor kültür ortamında hidroliz olarak ortofosfatlara dönüşmüş ve mikroalgler tarafından kullanılmıştır. Reaktördeki

partikül fosforun tespiti için toplam fosfor analizinin yapılması gerekmektedir. Ancak toplam fosfor analizinin uygulanmasında, numunenin filtre edilmeden kullanılması sonucunda mikroalglerin hücresel yapısından bulunan fosfor da toplam fosfor analiz sonucuna yansır. Bu nedenle partikül fosfor değeri mikroalg kültür ortamında tespiti mümkün olmadığı için algal fosfor tüketimi izlenememiştir. Sonuç olarak mikroalglerin fosfor tüketimi toplam fosfor parametresi üzerinden değerlendirilememektedir.

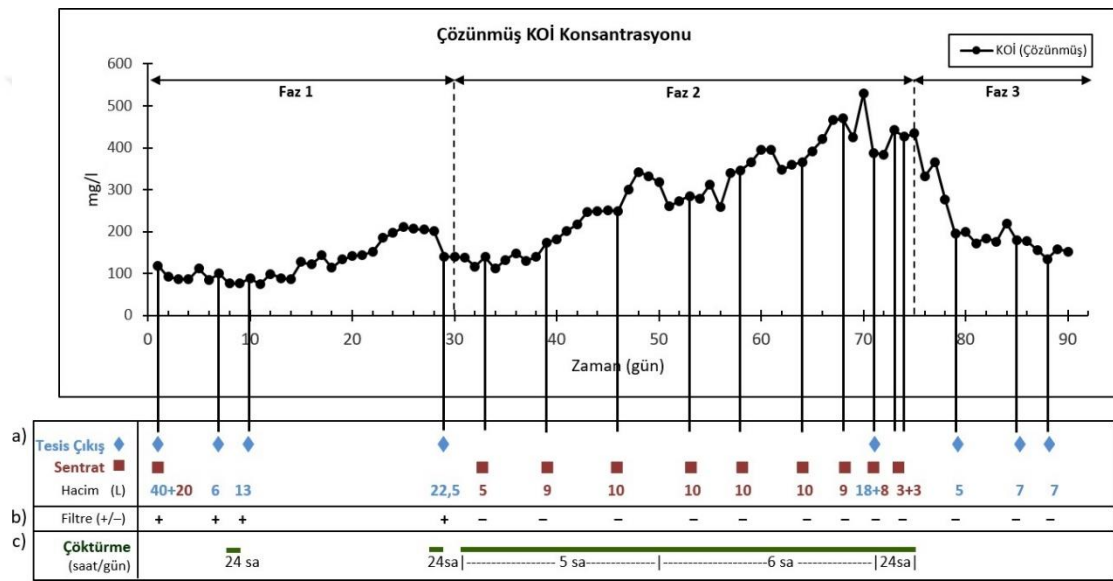
4.2.3.3 Organik Karbon

Mikroalgler, fotosentez reaksiyonlarında karbon kaynağı olarak öncelikle olarak inorganik karbonu (CO_2 , HCO_3^-) kullanırlar [130]. Bunların yanı sıra, bazı alg türleri; organik asitler, şekerler, asetat veya gliserol gibi organik karbon kaynaklarını da kullanabilir. *Chlorella vulgaris* ve *Scenedesmus* sp. gibi birkaç mikroalg türü hem inorganik hem de organik karbon kaynaklarını kullanabilme özelliğine sahiptirler [5].

Mikroalglerin bakterilere kıyasla daha yavaş büyüme hızına sahip olmaları ve karbon kaynağı olarak organik karbonu tercih etmemeleri nedeniyle atıksudaki KOİ'yi kullanma kabiliyetleri sınırlıdır [130, 131]. Ayrıca mikroalgler inorganik karbonun sınırsız olarak bulunduğu ortamlarda yüksek ışık şiddeti altında fotoinhibisyona uğramamak için organik karbon salgırlarlar [132] ve bunun sonucunda kültür ortamındaki KOİ değerinin yükselmesine neden olabilirler. Bakteriler ise; organik karbon kullanımında mikroalglerle göre daha üstündür ve öncelikli olarak organik karbon kaynaklarını kullanırlar [129]. Bu nedenle atıksuda KOİ gideriminde bakteriler daha etkindir. Bakteriler için en yüksek C:P oranı yaklaşık olarak 515:1 [129] iken algler için en yüksek C:P oranı yaklaşık olarak 225:1'dir [133].

Bu çalışmanın işletme sürecinde, kültür ortamdaki KOİ konsantrasyonunun değerlendirilmesinde göz önünde bulundurulması gereken bazı durumlar mevcuttur. Çözünmüş KOİ analizi için numunler prosedür gereği 0,45 μm filtre kâğıdından geçirilmiştir. Böylece alg hücrelerinden kaynaklanan karbon içeriği, çözünmüş KOİ sonuçlarına dâhil edilmemiştir. 90 günlük deney sürecinde kültür ortamı 16:8 saatlik fotoperiyotta ve 275 $\mu\text{M m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ışık şiddetinde işletilmiştir. Chisti [134] ve Ansari ve ark. [53] göre 200 $\mu\text{M m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ışık şiddetinin üzerindeki değerler yüksek ışık şiddeti olarak kabul edilir. Bu çalışmada ışık şiddeti, literatürde ön görülen aralıkta olmakla birlikte yüksek ışık şiddeti seviyesinde reaktöre sağlanmıştır.

Çözünmüş KOİ konsantrasyonu Faz 1'in 20. gününe kadar genel olarak değişmemiştir. Bunun nedeninin bu süreçte bakterilerin henüz dominant olmaması, periyodun bir kısmında kültürün gelişim aşamasında (lag aşaması) olması ve bir kısmında da kontaminasyon nedeniyle kültürün bozulması olduğu tahmin edilmektedir. Çalışmanın ilerleyen sürecinde çözünmüş KOİ konsantrasyonunun azalması beklenirken özellikle 20 - 75. günler arasında artış gözlemlenmiştir (Şekil 4.28). Bu artışın muhtemel iki nedenden kaynaklanabileceği ön görülmüştür. Bu iki durumdan birincisi besleme atıksuyunda çözünmüş veya partikül inert KOİ bulunması, ikincisi ise mikroalg metabolizması nedeniyle ortama organik karbon salınımı yapılmasıdır.



Şekil 4.28 Çözünmüş KOİ konsantrasyonunun zamanla değişimi

Çözünmüş KOİ konsantrasyonundaki artışın besleme atıksuyu ile gelebilecek çözünmüş inert KOİ'den kaynaklandığı düşünülmemektedir. Bu durumun en belirgin göstergesi reaktöre besleme yapılmayan süreçlerde de çözünmüş KOİ değerinin artmış olmasıdır. Özellikle Faz 1'de 10 ile 29. gün aralığında uzun bir süreçte hiç bir besleme yapılmamasına karşın çözünmüş KOİ konsantrasyonunda artış görülmüştür. Benzer şekilde Faz 2'de de 39 ile 45. gün aralığında ve diğer besleme aralıklarında çözünmüş KOİ konsantrasyonunda artış görülmüştür. Faz 2'de filtrelenmemiş sentrat atıksuyu beslemesinin yapıldığı süreçte, atıksuda bulunabilecek partikül inert KOİ'nin çözünmüş inert KOİ parametresine etkisinin olmadığı öngörülmüştür. Bunun nedeni hem partikül inert KOİ'nin Devridaimli Çöktürme sistemiyle kültür ortamından uzaklaştırılabilecek olması, hem de partikül inert KOİ'nin biyoreaksiyonla veya hidroliz olarak çözünmüş

inert KOİ'ye dönüşmemesidir [135]. Çözünmüş KOİ konsantrasyonundaki artışın nedeninin mikroalg metabolizması kaynaklı olduğu düşünülmektedir. Mikroalglerin yüksek ışık şiddeti altında fotoinhibisyona uğramamak için organik karbon salınımı yapması, çözünmüş KOİ konsantrasyonunu arttırdığı varsayılmaktadır.

Devridaimli Çöktürmenin çalıştırılıp/çalıştırılmamasına bağlı olarak kültür ortamındaki bakteri yoğunluğu etkilenmiştir. Bunun sonucunda da kültür ortamındaki çözünmüş KOİ konsantrasyonu değişim göstermiştir. Faz 1'in ilk 20 gününde çözünmüş KOİ konsantrasyonunun genel olarak değişim göstermemesinin nedeninin, bu safhada mikroalg yoğunluğunun az olmasına bağlı olarak salınan organik karbon miktarı ile kültür ortamında bulunan mevcut bakterilerin sağladığı organik karbon gideriminin, birbiriyle dengede olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Faz 1'in 20. gününden sonra mikroalg yoğunluğunun artışına paralel olarak salınan organik karbon miktarının artmasıyla ve bakteri yoğunluğunun etkin olmaması nedeniyle çözünmüş KOİ değeri artış eğiliminde olmuştur.

Faz 1'in sonundan Faz 2'ye geçiş aşamasında devreye alınan Devridaimli Çöktürme'nin hacmini doldurulmak ve reaktörden buharlaşarak eksilen kültür hacmini tamamlamak amacıyla reaktöre 22,5 litre tesis çıkış suyu eklenmiştir. Bunun sonucunda çözünmüş KOİ konsantrasyonunda kısa süreli bir düşüş gözlemlenmiştir.

İşletme sürecinin Faz 2 aşamasının 45 günlük işletme sürecinde bakterilerin etkin yoğunluğa ulaşmadığı mikroskobik gözlemlerden, reaktördeki biyofilm oluşum hızının yavaşlamasından ve çözünmüş KOİ konsantrasyonunun artışından anlaşılmıştır. Faz 2'de Devridaimli Çöktürme çalıştırıldığında bakterilerin konik yapıdaki çöktürme sisteminde kısmi olarak tutulabildiği düşünülmüştür.

Faz 3 boyunca, Devridaimli Çöktürme sisteminin kullanılmaması sonucunda reaktör ortamında bakteri yoğunlu artış göstermiştir. Böylece deneyin başlangıcından itibaren 75 gün boyunca genel olarak artış eğiliminde olan çözünmüş KOİ değeri, Faz 3'te Devridaimli Çöktürme'nin kapatılması sonucu artan bakteri aktivitesiyle 434 mg L^{-1} 'den 152 mg L^{-1} 'ye düşmüştür. Bu sonuçlar göstermektedir ki, yüksek oksijen ve organik karbon kaynağı varlığında dahi Devridaimli Çöktürme sistemi düzenli çalıştırıldığında bakterilerin hızlı büyümesi kontrol altına alınabilmektedir.

SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Bu çalışmada, atıksu arıtma tesisi ile entegre sürdürülebilir mikroalg biyokütle üretiminin geliştirilmesi için ön deneme çalışmaları ve 90 günlük işletme süreci olmak üzere iki aşamalı çalışmalar gerçekleştirilmiştir.

Ön çalışmalar safhasında elde edilen bulgular aşağıdaki gibidir;

- Geliştirilen Devridaimli Çöktürme sistemi kültür reaktörüyle birlikte çalıştırılarak; hem üreyen biyokütlenin reaktörden hasatlanması sağlanmış hem de reaktör içinde üreyen veya bulunan kontaminantların (mikroorganizma ve partikül) kültür ortamından ayrıştırılması sağlanmıştır.
- Atıksuyun besi kaynağı olarak kullanıldığı mikroalg biyokütle üretim sistemlerinde düzenli olarak kullanılan atıksu karakteri değiştirilmemeli ve başlangıçta kullanılan atıksu kaynağıyla reaktör beslenmeye devam edilmelidir. Atıksu karakteri değiştirildiğinde, mikroalglerin yeni atıksu ortamına adapte olma sürecinde üreme hızı ve nütrient giderim veriminde düşüş yaşanmıştır. Ayrıca karakteristiği iyi bilinen bir atıksuyun kullanılması her zaman mikroalg kültür ortamının işletilmesi için büyük kolaylık sağlayacaktır. Özellikleri bilinmeyen bir atıksu kullanıldığında besin yetersizliği, yüksek tuzluluk, yüksek veya düşük alkalinite gibi beklenmedik işletme problemleriyle karşılaşılabilir.
- Üretilen mikroalg biyokütlesi ayrı bir çökeltme tankında bekletilerek çöktürülebileceği gibi kimyasal yöntemler kullanılarak hızlı bir şekilde çökmesi sağlanabilmektedir. Hasatlanan hacimdeki biyokütle, NaOH (sodyum hidroksit) ile pH 12,6'da flokleştirilerek %63,6 verimle çöktürülebilmektedir.

- Mikroalg biyokütle üretiminde atıksuyun kullanıldığı şartlarda kültür ortamında nitrifiyer bakterileri zamanla çoğalarak nitrifikasyon reaksiyonunu başlatır. Bunun sonucunda mikroalg üremesi için gerekli azot (amonyum) ve alkalinite kaynağı nitrifikasyon prosesinde tüketilir. Bu durumu önlemek için nitrifiyerlerin etkin hale gelmesi engellenmelidir.
- Mikroalg kültüründe dengeli amonyum giderimi ve karbondioksit temini sağlamak için ortamdaki alkalinite seviyesi 300 - 600 mg CaCO₃ L⁻¹ aralığında tutulabilir. Kültür ortamına sodyum bikarbonat (NaHCO₃) eklenerek alkalinite istenen seviyede tutulabilir.

90 günlük deney safhasında elde edilen bulgular aşağıdaki gibidir;

- Devridaimli Çöktürme sisteminin uygulanmasıyla kültür ortamında bulunan çökeltme eğilimi yüksek olgun mikroalgler tutularak kültür ortamından uzaklaştırılabilmektedir.
- Devridaimli Çöktürme sisteminin uygulamasıyla, reaktörün iç yüzeylerindeki biyofilm oluşumu 3 günden 7 güne kadar çıkabilmektedir.
- Devridaimli Çöktürme sistemi, askıda bulunan biyofilm floklarını kültür ortamını deşarj etmeden berteraf edebilme imkânı sağlamıştır. Havadan gelen organizmalar ve partikül gibi biyofilm floklarından daha büyük kirleticiler, Devridaimli Çöktürme sistemiyle çok daha kolay kültür ortamından uzaklaştırılabilirler.
- Devridaimli Çöktürme sistemi bir günde 6 saat uygulandığında 60 litrelik kültür hacmi uygulama boyunca yaklaşık 5 kez çöktürme sisteminden geçirilmiş olmaktadır. Devridaimli Çöktürme sisteminin 14 dakikalık düşük bekletme süresine sahip olmasına rağmen olgunlaşmış mikroalgler, biyofilm flokları ve çökeltme eğilimi yüksek organizmalar Devridaimli Çöktürme tarafından tutulabilmektedir. Özellikle yeni oluşmuş mikroalgler tutarlı bir şekilde askıda kaldığı için genel olarak Devridaimli Çöktürme sistemine girip çökeltmeden çıkmaktadırlar. Devridaimli Çöktürme, bu özelliği sayesinde kültür ortamında yeni gelişen alglerin olgunlaşmasına fırsat verirken, predatör veya zararlı olabilecek organizmaların kültür ortamında birikimini önlemektedir. Böylece mikroalg kültür ortamının biyolojik olarak bozulmadan daha uzun süreli işletilmesine imkân sağlamaktadır.

- Devridaimli Çöktürme sistemi kullanıldığı takdirde uzun süreli mikroalg üretim sistemlerinde biyokütle üreme takibi sadece optik yoğunluk takibi yapılarak doğru ve tutarlı bir şekilde gerçekleştirilebilir.
- Devridaimli Çöktürme sistemiyle biyokütle hasadı yapılırken aynı zamanda hasatlanan biyokütlenin kısmen yoğunlaşması sağlanmıştır.
- Devridaimli Çöktürme sistemi vasıtasıyla parkur tipi (raceway) reaktörlerin askıda katı madde tutma kapasitesi arttırılmıştır. Kültür konsantrasyonu literatürde kabul edilen maksimum 500 mg L⁻¹ değerini geçilerek 770 mg L⁻¹'ye ulaşmıştır.
- Tatlısu mikroalgi olan *Chlorella vulgaris*'in ve kültür ortamında yoğun olarak bulunduğu tespit edilen diğer bir tatlısu algi olan *Scenedesmus obliquus*'in tuzluluk seviyesi %2,10 değerini geçtiği zaman hücre yapıları olumsuz etkilenmiştir.
- Devridaimli Çöktürme sisteminin kullanılmasıyla kültür ortamındaki bakteri ve predatörlerin hızlı çoğalması ve baskın hale engellemiştir.
- Nitrifiyerlerin üremesi, Devridaimli Çöktürme vasıtasıyla kontrol altına alınabilir. Böylece mikroalg üremesi için çok önemli olan azot kaynağı nitrifikasyon bakterileri tarafından tüketilmemiş olur. Ayrıca literatürde de belirtilen yağ üretimi için gerekli azot (NH₄⁺, NO₃⁻ vb) eksik ortamın oluşturulması, Devridaimli Çöktürme sistemi kullanılarak, nitrifikasyon engellenerek kolaylaştırılabilir.
- Amonyumun ana azot kaynağı olarak kullanıldığı bu çalışmada mikroalglerin nitratı kullanmaya adapte olması 9 gün sürmüştür.
- Devridaimli Çöktürme sistemi uygulandığında yeni oluşmuş mikroalg hücreleri yüksek askıda kalma eğilimleri nedeniyle çökelmeden reaktöre geri dönmüşlerdir. Böylece yeni oluşmuş mikroalg hücrelerinin metabolik hızlarının olgun mikroalglerle göre daha hızlı olması nedeniyle kültür ortamında daha yüksek amonyum giderim hızı elde edilmiştir.
- İşletme sürecinin başından itibaren 75 gün boyunca genel olarak artış eğiliminde olan çözünmüş KOİ konsantrasyonu, Faz 3'te Devridaimli Çöktürme'nin kapatılmasına bağlı olarak artan bakteri aktivitesiyle 434 mg L⁻¹ değerinden 152 mg L⁻¹'ye düşmüştür. Bu durum, ortamda yüksek oksijen ve organik karbon kaynağı bulunsada dahi Devridaimli Çöktürme sistemi düzenli çalıştırıldığında bakterilerin hızlı büyümesinin kontrol altına alınabileceğini göstermektedir.

Bu çalışmada, atıksu kullanılarak mikroalg üretimine katkı sağlayabilecek Devridaimli Çöktürme sistemi geliştirilmiş ve bu sistemin sağlamış olduğu faydalar ortaya konulmuştur.

Bu sonuçlara ilave olarak yapılabilecek çalışmalar aşağıda özetlenmiştir;

- Devridaimli Çöktürme sisteminin kültür ortamındaki kontaminasyonları engelleme özelliği ve mikroalglerin hasatlanmasına olan katkısı farklı deney şartlarında ve farklı mikroalg türleri için hazırlanacak deneme çalışmalarıyla geliştirilebilir.
- Devridaimli Çöktürme sisteminin bekletme süresi ve uygulama süresi optimizasyonu farklı mikroalg türleri ile yapılabilir.
- Mikroalg kullanılarak atıksuyun arıtılması prosesi Devridaimli Çöktürme sistemi kullanılarak geliştirilebilir. Devridaimli Çöktürme sistemi hem atıksudan kaynaklı kontaminasyonu engellerken hem de üreyen biyokütlenin hasatlanmasında kolaylık sağlayacaktır.
- Bu çalışmada; tuzluluğun zamanla artması sonucunda mikroalglerin biyokütle artışında ve amonyum giderim veriminde düşüş görülmüştür. Bu nedenle atıksuyla mikroalg üretimi veya mikroalgle atıksu arıtımı amacıyla *Nannochloropsis sp.* gibi tuzlu ortam mikroalgleri kullanılarak bu sorunlar engellenebilir.
- Mikroalgin atıksu kullanılarak üretimi çalışmasında amonyumun nitrifiyerler tarafından nitrata dönüştürülmesi sonucunda kültür ortamında nitrat birikimiyle karşılaşmıştır. Biriken nitrat, ortamda amonyum bulunduğu için mikroalgler tarafından kullanılmamıştır. Yapılabilecek farklı bir çalışmayla iki seri reaktör sistemi tasarlanarak mikroalg biyokütle üretimi yapılabilir. Birinci reaktörde azot kaynağı olarak amonyum kullanılır. Birinci reaktör ortamında nitrat birikimi başladığında ikinci reaktör sistemi devreye alınarak birinci reaktörün kültür ortamının bir kısmı ikinci reaktöre aktarılır. Böylece, birinci reaktöre amonyumlu yeni besin ortamı eklenirken ikinci reaktörde mikroalglerin nitrat giderimine adapte olduğu ve nitratin tüketilerek biyokütle üretiminin yapıldığı bir sistem kurulabilir.
- Mikroalglerde azot eksikliğinde yağ birikiminin sağlanabilmesi için kültür ortamındaki azot kaynaklarının tamamının tüketilmesi gerekmektedir. Atıksuyla beslenen sistemlerde zamanla nitrifiyerlerin üremesiyle ortamda nitrat birikimi

olmaktadır. Kùltür ortamdaki amonyum zamanla tamamen tükense dahi oluşan nitrat nedeniyle mikroalglerin aşırı yağ birikimi için gerekli azot eksik ortam sağlanamamaktadır. Nitratın kùltür ortamından giderimi için amonyumla beslenen reaktörün devamında nitratı gidericek ikinci bir reaktör gerekmektedir. İki reaktörlü bir sistem, işletme ve maliyet açısından algal yağ üretimini zorlaştıracaktır. Bu sorunun çözümü için Devridaimli Çöktürme'nin nitrifiyerlerin kùltür ortamında etkin bir yoğunluğa gelmesini engelleyen özelliği kullanılarak sadece amonyum tüketimi üzerinden mikroalglerin aşırı yağ depolaması sağlanabilir.

- Devridaimli Çöktürme sisteminin uygulanması sonucunda kùltür ortamındaki olgun mikroalg hücreleri kısmen çöktürmede tutulmakta ve yeni oluşmuş mikroalg hücreleri de reaktörde askıda bulunmaktadır. Bu iki grub mikroalgin yağ potansiyeli incelenerek Devridaimli Çöktürmenin mikroalgin yağ potansiyeline etkisi yeni çalışmalarda irdelenebilir.
- Devridaimli Çöktürme sisteminin mikroalg üretimine sağladığı faydalar maliyet analizi yapılarak alternatif yöntemlerle kıyaslanabilir.

KAYNAKLAR

- [1] Martínez, M., Sánchez, S., Jiménez, J., Yousfi, F. ve Muñoz, L., (2000). "Nitrogen and phosphorus removal from urban wastewater by the microalga *Scenedesmus obliquus*", *Bioresource Technology*, 73(3):263-272.
- [2] Tredici, M., Margheri, M., Zittelli, G., Biagiolini, E. C. S., ve Natali, M., (1992). "Nitrogen and phosphorus reclamation from municipal wastewater through an artificial food-chain system", *Bioresource Technology*, 42(3):247-253.
- [3] Órpez, R., Martínez, E., Hodaifa, G., Yousfi, F. E., Jbari, N. ve Sánchez, S., (2009). "Growth of the microalga *Botryococcus braunii* in secondarily treated sewage", *Desalination*, 246(1-3):625-630.
- [4] Borowitzka, M. A. ve. Moheimani, N. R, (2013). *Algae for Biofuels and Energy*, Springer, Londra.
- [5] Larsdotter, K., (2006). "Wastewater treatment with microalgae - a literature review", 1(62):31-38.
- [6] Chan, A., (2011). "Use of Microalgae In Wastewater Treatment to Remove Contaminants and Purify Biogas", Master Tezi, University of Guelph, College of Physical and Engineering Science, Ontario.
- [7] Feng, Y., Li, C. ve Zhang, D., (2011). "Lipid production of *Chlorella vulgaris* cultured in artificial wastewater medium", *Bioresource Technology*, 102(1):101-105.
- [8] Cho, S., Luong, T. T., Lee, D., Oh Y.-K. ve Lee, T., (2011). "Reuse of effluent water from a municipal wastewater treatment plant in microalgae cultivation for biofuel production", *Bioresource Technology*, 102(18):8639-8645.
- [9] Welch, K., (2013). "Growth Optimization of Microalgae on Treated Wastewater Effluent", Master Tezi, Florida State University, College of Arts and Sciences, Tallahassee.
- [10] Kim, J., Liu, Z., Lee J.-Y. ve Lub, T., (2013). "Removal of nitrogen and phosphorus from municipal wastewater effluent using *Chlorella vulgaris* and its growth kinetics", *Desalination and Water Treatment*, 51(40-42):7800-7806.

- [11] Xin, L., Hong-ying, H. ve Jia, Y., (2010). "Lipid accumulation and nutrient removal properties of a newly isolated freshwater microalga, *Scenedesmus* sp. LX1, growing in secondary effluent", *New Biotechnology*, 27(1):59-63.
- [12] Aslan, S. ve Kapdan, I. K., (2006). "Batch kinetics of nitrogen and phosphorus removal from synthetic wastewater by algae", *Ecological Engineering*, 28(1):64-70.
- [13] Rasoul-Amini, S., Montazeri-Najafabady, N., Shaker, S., Safari, A., Kazemi, A., Mousavi, P., Mobasher, M. A. ve Ghasemi, Y., (2014). "Removal of nitrogen and phosphorus from wastewater using microalgae free cells in bath culture system", *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, 3(2):126–131..
- [14] Wang, L., Min, M., Li, Y., Chen, P., Chen, Y., Liu, Y., Wang, Y. ve Ruan, R., (2010). "Cultivation of Green Algae *Chlorella* sp. in Different Wastewaters from Municipal Wastewater Treatment Plant", *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 162(4):1174-1186.
- [15] Park, J., Jin, H.-F., Lim, B.-R., Park, K.-Y. ve Lee, K., (2010). "Ammonia removal from anaerobic digestion effluent of livestock waste using green alga *Scenedesmus* sp.", *Bioresource Technology*, 101(22):8649-8657.
- [16] Cai, T., Park, S. Y., Racharaks, R. ve Li, Y., (2013). "Cultivation of *Nannochloropsis salina* using anaerobic digestion effluent as a nutrient source for biofuel production", *Applied Energy*, 108(8):486-492.
- [17] Shelknanloymilan, L., (2013). "Atık Sulardan Azot Ve Fosforun *Chlorella Vulgaris* Beijerinck Yardımıyla Deneyisel Olarak Uzaklaştırılması, Doktora Tezi, Ankara Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Ankara.
- [18] Durmaz, Y., Gökpınar, Ş., Karabulut, Z. V. ve Aydoğan, G., (2014). "Atıksularda Mikroalg Üretimi, Proje Kesin Raporu", Ege Üniversitesi, Su Ürünleri Fakültesi Yetiştiricilik Bölümü, İzmir.
- [19] Bux, F., (2013). *Biotechnological Applications of Microalgae*, CRC Press Taylor & Francis Group, Boca Raton.
- [20] Cardozo, K. H., Guaratini, T. ve Barros, M. P., (2007). "Metabolites from algae with economical impact", *Comparative Biochemistry and Physiology*, 146(1-2):60-78.
- [21] Posten, C. ve Walter, C., (2012). *Microalgal Biotechnology: Potential and Production*, De Gruyter, Göttingen.
- [22] Wikipedia, Öğlenalar, <https://tr.wikipedia.org/wiki/Öğlenalar>, 16 Mayıs 2016.
- [23] Wikipedia, Altınsarı algler, https://tr.wikipedia.org/wiki/Alt%C4%B1nsar%C4%B1s%C4%B1_algler, 16 Mayıs 2016.
- [24] Ferrell J. ve Sarisky-Reed, V., (2010). "National Algal Biofuels Technology Roadmap", U.S. Department of Energy, College Park, Maryland.

- [25] Richmond, A. ve Hu, Q., (2013). Handbook of Microalgal Culture: Applied Phycology and Biotechnology, John Wiley & Sons, Oxford.
- [26] Xu, L., Weathers, P. J., Xiong, X.-R. ve Liu, C.-Z., (2009). "Microalgal bioreactors: Challenges and opportunities - Review", Engineering in Life Sciences, 9(3):178-189.
- [27] Lam, M. K. ve Lee, K. T., (2011). "Microalgae biofuels: A critical review of issues, problems and the way forward", Biotechnology Advances, 30(3):673-690.
- [28] Becker, E. W., (1994). Microalgae: Biotechnology and Microbiology, Cambridge University Press, Cambridge.
- [29] Ojamäe, K., (2011). Growth physiology and photosynthetic performance of green microalgae mass culture grown in a thin-layer cascade, Master Tezi, University of Tartu, Faculty of Science and Technology, Tartu.
- [30] Dalay, M. C., İmamoğlu, E. ve Öncel, S., (2008). Mikroalgal Biyokütle Üretimi için Düşük Maliyetli Fotobiyoreaktör Tasarımı, Ege Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, İzmir.
- [31] Demirbaş, A. ve Demirbaş M. F., (2010). Algae Energy, Springer, Londra.
- [32] Dvorsky, G., (2015), How Vertical Farming is Revolutionizing the Way We Grow Food, <http://io9.gizmodo.com/how-vertical-farming-is-revolutionizing-the-way-we-grow-1730550597>, 02 Haziran 2016.
- [33] Prokop, A., Bajpai, R. K. ve Zappi, M. E., (2015). Algal Biorefineries, Springer, Londra.
- [34] Ruhr-Universität Bochum, Panel fotobiyoreaktörler, <http://www.ruhr-uni-bochum.de/h2design/profile/main.de.html>, 02 Haziran 2016.
- [35] DuByne, D., Algae, <http://www.oilseedcrops.org/algae/>, 25 Ağustos 2016.
- [36] Stolte, D., (2012), Biofuels From Algae Hold Potential, but Not Ready for Prime Time, <https://uanews.arizona.edu/story/biofuels-from-algae-hold-potential-but-not-ready-for-prime-time>, 25 Ağustos 2016.
- [37] Velde, H. V, Dyck, D. V., Denis, J.-F., (2011), Reactor design: continue algenkweek op enzymatisch gedegreerde aardappelpulp, <http://dagvandeingenieur.blogspot.com.tr/p/projecten.html>, 25 Ağustos 2016.
- [38] Sato, T., Usui, K., Nakatsuka, N., Sakurai, S., Tsuchiya, Y., Kondo, Y., Hirabayashi, S., (2010), Innovation of photobioreactor for microalgae by using fluid dynamics and proposal of its usage for CO₂ fixation, <http://lemons.k.u-tokyo.ac.jp/SATO/research/Ghgt/reactor.htm>, 25 Ağustos 2016.
- [39] Lewnard, J. J. ve Wu, X., (2012), Photobioreactor systems and methods for treating CO₂-enriched gas and producing biomass, <http://www.google.com/patents/US8110395>, 25 Ağustos 2016.

- [40] Gouveia, L., (2011). *Microalgae as a Feedstock for Biofuels*, Springer, Heidelberg.
- [41] Greenwell, H. C., Laurens, L. M. L., Shields, R. J., Lovitt R. W. ve Flynn, K. J., (2010). "Placing microalgae on the biofuels priority list: a review of the technological challenges", *Journal of the Royal Society Interface*, 7(46):703-726.
- [42] Salim, S., (2011), Flocculation, <https://algaebiodiesel.wikispaces.com/Flocculation>, 23 Haziran 2016.
- [43] Westenhuis, B., (2012), Algae Production Gets a Breakthrough, <http://newenergyandfuel.com/http://newenergyandfuel.com/2012/01/31/algae-production-gets-a-breakthrough/>, 28 Haziran 2016.
- [44] Abdel-Raouf, N., Al-Homaidan, A. ve Ibraheem, I., (2012). "Microalgae and wastewater treatment - Review", *Saudi Journal of Biological Sciences*, 19(3):257-275.
- [45] The World Bank Group, Biyolojik Atıksu Arıtımı, <http://water.worldbank.org/shw-resource-guide/infrastructure/menu-technical-options/wastewater-treatment>, 13 Temmuz 2016.
- [46] Sydney Water, Biyolojik Atıksu Arıtımı, <https://www.sydneywater.com.au/Education/Tours/virtualtour/html/wastewater-journey.html>, 13 Temmuz 2016.
- [47] Menger-Krug, E., Niederste-Hollenberg, J., Hillenbrand T. ve Hiessl, H., (2012). "Integration of Microalgae Systems at Municipal Wastewater Treatment Plants: Implications for Energy and Emission Balances", *Environmental Science & Technology*, 46(21):11505-11514.
- [48] Borowitzka, M. A., (2005). *Algal Culturing Techniques*, Chapter 14 - Culturing Microalgae in Outdoor Ponds, Elsevier Academic Press, Londra.
- [49] Singh, S. ve Singh P., (2015). "Effect of temperature and light on the growth of algae species: A review," *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 50:431-444.
- [50] Belay, A., (2013). *Handbook of Microalgal Culture: Applied Phycology and Biotechnology*, Chapter 17 - Biology and Industrial Production of *Arthrospira* (*Spirulina*), John Wiley & Sons, Oxford.
- [51] Sheehan, J., Dunahay, T., Benemann J. ve Roessler, P., (1998). "A Look Back at the U.S. Department of Energy's Aquatic Species Program: Biodiesel from Algae", National Renewable Energy Laboratory, Golden.
- [52] Araujo, C. V. ve Moreno-Garrido, I., (2015). *Handbook of Marine Microalgae: Biotechnology Advances*, Chapter 36 - Toxicity Bioassays on Benthic Diatoms, Elsevier Academic Press, Londra.
- [53] Ansari, F. A., Shekh, A. Y., Gupta, S. K. ve Bux, F., (2017). *Algal Biofuels: Recent Advances and Future Prospects*, Chapter 3 - Microalgae for Biofuels: Applications, Process Constraints and Future Needs, Springer, New York.

- [54] Selvendran, D., (2015). Algal Biorefinery: An Integrated Approach, Chapter 7 - Large Scale Algal Biomass (*Spirulina*) Production in India, Springer, New York.
- [55] Liu, J. ve Hu, Q., (2013). Handbook of Microalgal Culture: Applied Phycology and Biotechnology, Chapter 16 - *Chlorella*: Industrial Production of Cell Mass and Chemicals, John Wiley & Sons, Oxford.
- [56] Andersen, R. A. ve Kawachi, M., (2005). Algal Culturing Techniques, Chapter 6 - Traditional Microalgae Isolation Techniques, Elsevier Academic Press, Londra.
- [57] Khoeyi, Z. A., Seyfabadi, J. ve Ramezanpour, Z., (2012). "Effect of light intensity and photoperiod on biomass and fatty acid composition of the microalgae, *Chlorella vulgaris*", *Aquaculture International*, 20(1):41-49.
- [58] Barsanti, L. ve Gualtieri, P., (2006). Algae: Anatomy, Biochemistry, and Biotechnology, Taylor & Francis Group, Boca Raton.
- [59] Gammanpila, A. M., Rupasinghe, C. P. ve Subasinghw, S., (2015). "Light intensity and photo period effect on growth and lipid accumulation of microalgae *Chlorella vulgaris* and *Nannochloropsis* sp for biodiesel production", 12th ISERD International Conference, Tokyo.
- [60] Tam, N. F. Y. ve Wong, Y. S., (1996). "Effect of ammonia concentrations on growth of *Chlorella vulgaris* and nitrogen removal from media", *Bioresource Technology*, 57(1):45-50.
- [61] Wang, S.-K., Stiles, A. R., Guo C. ve Liu, C.-Z., (2015). "Harvesting microalgae by magnetic separation: A review", *Algal Research*, 9:178-185.
- [62] Lloyd, N. D. H., Canvin D. T. ve Culver, D. A., (1977). "Photosynthesis and photorespiration in algae", *Plant Physiol*, cilt 59(5):936-940.
- [63] Andersen, R. A., (2005). Algal Culturing Techniques, Elsevier Academic Press, Londra.
- [64] Johansen, M. N., (2012). Microalgae: Biotechnology, Microbiology and Energy, Nova Science Publishers, New York.
- [65] Liu, J. ve Chen, F., (2012). Microalgal Biotechnology: Potential and Production, Chapter - Biology and Industrial Applications of *Chlorella*: Advances and Prospects, De Gruyter, Göttingen.
- [66] Wikipedia, Glisin, <https://tr.wikipedia.org/wiki/Glisin>, 2016 Ekim 25.
- [67] Oh-hama, T. ve Miyachi, S., (1988). Micro-algal biotechnology, Chapter 1 - *Chlorella*, Cambridge University Press, Cambridge.
- [68] UTEX Culture Collection of Algae at The University of Texas at Austin, *Chlorella vulgaris*, <https://utex.org/products/utex-0395>, 03 Mayıs 2017.
- [69] Gupta, V. K. ve Tuohy, M. G., (2013). Biofuel Technologies: Recent Developments, Springer, Berlin.

- [70] Soeder, C. J. ve Hegewald, E., (1988). Micro-algal biotechnology, Chapter 3 - Scenedesmus, Cambridge University Press, Cambridge.
- [71] Eppink, M. H. M., Barbosa, M. J. ve Wijffels, R. H., (2012). Microalgal Biotechnology: Potential and Production, Chapter 11 - Biorefining of microalgae: Production of highvalue products, bulk chemicals and biofuels, De Gruyter, Göttingen.
- [72] Gouveia, L., Oliveira, A., Congestri, R., Bruno, L., Soares, A., Menezes, R., Filho, N. ve Tzovenis, I., (2017). Microalgae-Based Biofuels and Bioproducts, Chapter 10 - Biodiesel from microalgae, Elsevier Academic Press, Duxford.
- [73] Culture collection of Autotrophic Organisms (CCALA), Scenedesmus obliquus, <http://ccala.butbn.cas.cz/en/scenedesmus-obliquus-turpin-kuetzing-1>, 23 Aralık 2017.
- [74] APHA, AWWA ve WEF, (1999). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th Edition, Washington.
- [75] Hach Lange, Çözünmüş Oksijen Ölçümü, <http://tr.hach.com/parameter-4>, 26 Aralık 2016.
- [76] Vandamme, D., (2013). Flocculation based harvesting processes for microalgae biomass production, Doktora Tezi, University of Leuven, Faculty of Bioscience Engineering, Kortrijk.
- [77] Gerardi, M. H., (2002). Nitrification and Denitrification in the Activated Sludge Process, John Wiley and Sons, New York.
- [78] Stumm, W. ve Morgan, J. J., (1995). Aquatic Chemistry, John Wiley & Sons, New York.
- [79] Brezonik, P. L. ve Arnold, W. A., (2011). Water Chemistry, Oxford University Press, Oxford.
- [80] Gerardi, M. H., (2010). Troubleshooting the Sequencing Batch Reactor, John Wiley & Sons, Hoboken.
- [81] Sperling, M. v. ve Chernicharo, C. A. d. L., (2005). Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions, IWA, Londra.
- [82] Devgoswami, C., Kalita, M. C., Talukdar, J., Bora R. ve Sharma, P., (2011). "Studies on the growth behavior of Chlorella, Haematococcus and Scenedesmus sp. in culture media with different concentrations of sodium bicarbonate and carbon dioxide gas", African Journal of Biotechnology, 10(61):13128-13138.
- [83] Fagerstone, K. D., Quinn, J. C., Bradley, T. H., Long, S. K. D. ve Marchese, a. A. J., (2011). "Quantitative Measurement of Direct Nitrous Oxide Emissions from Microalgae Cultivation", Environmental Science & Technology, 45(21):9449-9456.
- [84] Lam, M. K. ve Lee, K. T., (2013). "Effect of carbon source towards the growth of Chlorella vulgaris for CO₂ bio-mitigation and biodiesel production", Greenhouse

Gas Control, 14:169-176.

- [85] Gerardi, M. H., (2015). *The Biology and Troubleshooting of Facultative Lagoons*, John Wiley & Sons, Hoboken.
- [86] Bohutskyi, P., Kligerman, D. C., Byers, N., Nasr, L. K., Cua, Chow, C., S., Su, C., Tang, Y., Betenbaugh, M. J. ve Bouwer, E. J., (2016). "Effects of inoculum size, light intensity, and dose of anaerobic digestion centrate on growth and productivity of *Chlorella* and *Scenedesmus* microalgae and their poly-culture in primary and secondary wastewater", *Algal Research*, 19:278-290.
- [87] Redfield, A., Ketchum, B., ve Richards, F., (1963). *The Sea: Ideas and Observations on Progress in the Study of the Seas*, Chapter 2 - The influence of organisms on the composition of seawater, John Wiley & Sons, New York.
- [88] Sekar, R. Venugopalan, V., Satpathy, K., Nair, K. ve Rao, V., (2004). "Laboratory studies on adhesion of microalgae to hard substrates", *Hydrobiologia*, 512(1-3):109-116.
- [89] Katarzyna, L., Sai, G. ve Singh, O. A., (2015). "Non-enclosure methods for non-suspended microalgae cultivation: literature review and research needs", *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 42:1418-1427.
- [90] Evans, L., (2005). *Biofilms: Recent Advances In Their Study And Control*, Taylor & Francis Group, Amsterdam.
- [91] Gerardo, M. L., Hende, S. V. D., Vervaeren, H., Coward, T. ve Skill, S. C., (2015). "Harvesting of microalgae within a biorefinery approach: A review of the developments and case studies from pilot-plants", *Algal Research*, 11:248-262.
- [92] Xiao, R. ve Zheng, Y., (2016). "Overview of microalgal extracellular polymeric substances (EPS) and their applications", *Biotechnology Advances*, 34(7):1225-1244.
- [93] Ummalyma, S. B., Gnansounou, E., Sukumaran, R. K., Sindhu, R., Pandey, A. ve Sahoo, D., (2017). "Bioflocculation: An alternative strategy for harvesting of microalgae - An overview", *Bioresource Technology*, 242:227-235.
- [94] Show, K.-Y. ve Lee, D.-J., (2013). *Biofuels from Algae*, Chapter 5 - Algal Biomass Harvesting, Elsevier Academic Press, San Diego.
- [95] Ghosh, S. ve Das, D., (2015). *Algal Biorefinery: An Integrated Approach*, Chapter 8 - Improvement of Harvesting Technology for Algal Biomass Production, Springer, Heidelberg.
- [96] Lefevre, M., (1964). *Algae and Man, Extracellular Products of Algae*, Plenum Press, New York.
- [97] Uduman, N., Qi, Y., Danquah, M. K., Forde, G. M. ve Hoadley, A., (2010). "Dewatering of microalgal cultures: A major bottleneck to algae-based fuels", *Journal of Renewable and Sustainable Energy*, 2(1):012701-15

- [98] Zhang, X., Hu, Q., Sommerfeld, M., Puruhito, E. ve Chen, Y., (2010). "Harvesting algal biomass for biofuels using ultrafiltration membranes", *Bioresource Technology*, 101(14):5297–5304.
- [99] Sharma, K. K., Garg, S., Li, Y., Malekizadeh, A. ve Schenk, P. M., (2013). "Critical analysis of current microalgae dewatering techniques", *Biofuels*, 4(4):397-407.
- [100] Barros, A. I., Gonçalves, A. L., Simões, M. ve Pires, J. C., (2015). "Harvesting technique applied to microalgae: A review", *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 41:1489-1500.
- [101] Pahl, S. L., Lee, A. K., Kalaitzidis, T., Ashman, P. J., Sathe, S. ve Lewis, D. M., (2013). *Algae for Biofuels and Energy*, Chapter 10 - Harvesting, Thickening and Dewatering Microalgae Biomass, Springer, Londra.
- [102] Aravinthan, V., Story, N. ve Yusaf, T., (2014). "Nutrient removal of nursery and municipal wastewater using *Chlorella vulgaris* microalgae for lipid extraction", *Desalination and Water Treatment*, 52(4-6):727-736.
- [103] 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.
- [104] Delgadillo-Mirquez, L., Lopes, F., Taidi, B. and Pareau, D., (2016). "Nitrogen and phosphate removal from wastewater with a mixed microalgae and bacteria culture," *Biotechnology Reports*, 11:18-26.
- [105] Ravikumar, R., (2014). *Algal Biorefineries - Volume 1: Cultivation of Cells and Products*, Chapter - Micro Algae in Open Raceways, Springer, Dordrecht.
- [106] Barry, A., Wolfe, A., English, C., Ruddick, C. ve Lambert, D., (2016). "National Algal Biofuels Technology Review, U.S. Department of Energy, Office of Energy Efficiency and Renewable Energy, Washington.
- [107] Demirbas A. ve Demirbas, M. F., (2010). *Algae Energy: Algae as a New Source of Biodiesel*, Chapter 4 - Algae Technology, Springer, Londra.
- [108] Arbib, Z., Ruiz, J., Álvarez-Díaz, P., Garrido-Pérez, C., Barragan, J. ve Perales, J. A., (2013). "Long term outdoor operation of a tubular airlift pilot photobioreactor and a high rate algal pond as tertiary treatment of urban wastewater", *Ecological Engineering*, 52:143-153.
- [109] Oswald, W., (1988). *Micro-algal biotechnology*, Chapter 14 - Large-scale algal culture systems (engineering aspects), Cambridge University Press, Cambridge.
- [110] Craggs, R. J., Lundquist, T. ve Benemann, J., (2012). *The Science of Algal Fuels : Phycology, Geology, Biophotonics, Genomics and Nanotechnology*, Chapter: Wastewater Treatment Pond Algal Production for Biofuel, Springer, New York.
- [111] Craggs, R., (2005). *Pond Treatment Technology*, Chapter 5 - Nutrients, IWA Publishing, Londra.

- [112] Cresswell, R. ve Syrett, P., (1979). "Ammonium inhibition of nitrate uptake by the diatom, *Phaeodactylum tricornutum*", *Plant Science Letters*, 14(4):321-325.
- [113] Lomas, M. ve Glibert, P., (1999). "Interactions between NH_4^+ and NO_3^- uptake and assimilation: comparison of diatoms and dinoflagellates at several growth temperatures", *Marine Biology*, 133(3):541-551.
- [114] Solovchenko, A., Khozin-Goldberg, I. ve Chivkunova, O., (2012). *Microalgae: Biotechnology, Microbiology and Energy*, Chapter 8 - Real-Time Spectral Techniques for The Detection of Buildup of Valuable Compounds and Stress in Microalgal Cultures: Implications For Biotechnology, Nova Science Publishers, New York.
- [115] Dubini, A. ve Gonzalez-Ballester, D., (2016). *Algae Biotechnology: Products and Processes*, Chapter: Biohydrogen from Microalgae, Springer, Londra.
- [116] Larsdotter, K., Jansen, J. L. C. ve Dalhammar, G., (2007). "Biologically mediated phosphorus precipitation in wastewater treatment with microalgae", *Environmental Technology*, 28(9):953-960.
- [117] 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.
- [118] Mennaa, F. Z., Arbib, Z. ve Perales, J. A., (2015). "Urban wastewater treatment by seven species of microalgae and an algal bloom: Biomass production, N and P removal kinetics and harvestability", *Water Research*, 83:42-51.
- [119] Cabanelas, I. T. D., Ruiz, J., Arbib, Z., Chinalia, F. A., Garrido-Pérez, C., Rogalla, F., Nascimento, I. A. ve Perales, J. A., (2013). "Comparing the use of different domestic wastewaters for coupling microalgal production and nutrient removal", *Bioresource Technology*, 131:429-436.
- [120] Gonçalves, A., Simões, M. ve Pires, J., (2014). "The effect of light supply on microalgal growth, CO_2 uptake and nutrient removal from wastewater", *Energy Conversion and Management*, 85:530-536.
- [121] Ward, B., (2008). *Encyclopedia of Ecology*, Chapter - Nitrification, Elsevier Academic Press, Amsterdam.
- [122] Wong, M.-t., (2000). Effect of increasing salinity on nitrification, Hong Kong University of Science and Technology, Hong Kong.
- [123] Schmidt, J. J., Gagnon, G. A. ve Jamieson, R. C., (2016). "Microalgae growth and phosphorus uptake in wastewater undersimulated cold region conditions", *Ecological Engineering*, 95:588-593.
- [124] Grady Jr., C. P. L., Daigger, G. T. ve Lim, H. C., (1999). *Biological Wastewater Treatment*, Marcel Dekker, New York.
- [125] Rössle, W. ve Pretorius, W., (2001). "A review of characterisation requirements for in-line prefermenters : Paper 1 : Wastewater characterisation", *Water SA*,

27(3):405-412.

- [126] WEF, ASCE ve EWRI, (2006). Biological Nutrient Removal (BNR) Operation in Wastewater Treatment Plants, McGraw-Hill, New York.
- [127] DWA, ATV-DVWK-A 202E, (2004). German ATV-DVWK Rules and Standards, The German Association for Water, Wastewater and Waste, Hennef.
- [128] Park, J., Craggs, R. ve Shilton, A., (2011). "Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production", *Bioresource Technology*, 102(1):35-42.
- [129] Tezuka, Y., (1990). "Bacterial regeneration of ammonium and phosphate as affected by the carbon : nitrogen : phosphorus ratio of organic substrates", *Microbial Ecology*, 19(3):227–238.
- [130] Martinez, F. ve Orus, M. I., (1991). "Interactions between Glucose and Inorganic Carbon Metabolism in *Chlorella vulgaris* Strain UAM 101", *Plant Physiology*, 95(4):1150-1155.
- [131] Harun, R., Singh, M., Forde, G. M. ve Danquah, M. K., "Bioprocess engineering of microalgae to produce a variety of consumer products", *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14(3):1037-1047.
- [132] Ramanan, R., Kim, B.-H., Cho, D.-H., Oh, H.-M. ve Kim, H.-S., (2016). "Algae–bacteria interactions: Evolution, ecology and emerging applications", *Biotechnology Advances*, 34(1):14–29.
- [133] Robert W. Sterner, R.W., Andersen, T., Elser, J.J., Hessen, D.O., Hood, J.M., McCauley, E. ve Urabe, J., (2008). "Scale-dependent carbon : nitrogen : phosphorus seston stoichiometry in marine and freshwaters", *Limnology and Oceanography*, 53(3):1169–1180
- [134] Chisti, Y., (2012). *Microalgal Biotechnology: Potential and Production*, Chapter 7 - Raceways-based production of algal crude oil, Walter de Gruyter, Berlin.
- [135] Orhon, D. ve Çokgör, E. U., (1997). "COD Fractionation in Wastewater Characterization—The State of the Art", *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 68(3):283-293.

ÖZGEÇMİŞ

KİŞİSEL BİLGİLER

Adı Soyadı : İsmail Şükrü BOSTANCI

Doğum Tarihi ve Yeri : 30.03.1982 - Üsküdar

Yabancı Dili : İngilizce

E-posta : ibostanci@yahoo.com

ÖĞRENİM DURUMU

Derece Alan	Okul/Üniversite	Mezuniyet Yılı
Lisans	Marmara Üniversitesi	2008
Lise	Üsküdar Cumhuriyet Lisesi	2000

İŞ TECRÜBESİ

Yıl	Firma/Kurum	Görevi
2012 - ...	İSKİ (Sözleşmeli)	Uzman Mühendis
2011 - 2012	VEOLIA	Teklif ve Projelendirme Mühendisi
2008 - 2011	İSKİ (Sözleşmeli)	Paşaköy İBAAT Tesisi Proses Mühendisi